

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

DIETER LIEBSCH

**DISTÚRBIOS NATURAIS E ANTRÓPICOS EM REMANESCENTES DA
FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

CURITIBA

2018

DIETER LIEBSCH

**DISTÚRBIOS NATURAIS E ANTRÓPICOS EM REMANESCENTES DA
FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor pelo Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr Franklin Galvão
Co-orientadora: Prof^a. Dr^a Márcia C. M. Marques
Co-orientadora: Prof^a. Dr^a Sandra Bos Mikich

CURITIBA

2018

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Liebsch, Dieter

Distúrbios naturais e antrópicos em remanescentes da floresta com
araucária / Dieter Liebsch. – Curitiba, 2018.
128 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientadoras: Profa. Dra. Márcia C. M. Marques

Profa. Dra. Sandra Bos Mikich

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências
Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba,
12/03/2018.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Mudanças climáticas. 2. Ciclones. 3. Comunidades vegetais. 4. Vegetação
e clima. 5. Pinheiro-do-paraná. 6. Teses. I. Galvão, Franklin. II. Marques, Márcia C.
M. III. Mikich, Sandra Bos. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências
Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9
CDU – 634.0.111

Bibliotecária: Berenice Rodrigues Ferreira – CRB 9/1160



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **DIETER LIEBSCH** intitulada: **Distúrbios naturais e antrópicos em remanescentes da Floresta com Araucária**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **APROVAÇÃO** no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 12 de Março de 2018.

FRANKLIN GALVÃO
Presidente da Banca Examinadora

ANA PAULA DALLA CORTE
Avaliador Interno

PEDRO HIGUCHI
Avaliador Externo

PYRAMON ACCIOLY
Avaliador Externo

AFONSO FIGUEIREDO FILHO
Avaliador Interno



Dedico
aos meus pais Edla e Valter,
à minha esposa Frederica,
ao meu filho Gustavo

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que direta ou indiretamente auxiliaram na execução deste trabalho, especialmente:

- *Ao CNPq, pela bolsa concedida. Num momento em que os recursos para a Ciência e Tecnologia estão tão escassos, esse auxílio foi indispensável para realização do trabalho.*
- *Ao meu orientador Prof. Dr. Franklin Galvão, que além de orientador foi um amigo, sempre presente, sempre preocupado e disposto a conversar sobre tudo. A preocupação em entender os fenômenos e processos naturais como um todo, onde cada parte que estamos vendo e vivendo tem uma história e um por que.*
- *À minha co-orientadora Pro^{fa}. Dr^a. Sandra B. Mikich, lá se vão 15 anos desde aquele primeiro contato telefônico (inesquecível para mim). Nesse tempo, foram muitas parcerias, muitos projetos, muitos artigos, algumas decepções (que enfrentamos juntos), mas principalmente, uma amizade verdadeira.*
- *À minha co-orientadora Pro^{fa}. Dr^a. Márcia C. M. Marques, desde os tempos de mestrado, sempre incentivando a publicar, continuar estudando. Sempre entendeu as minhas atividades que impediram de estar mais presente.*
- *À Celulose Irani e Remasa Reflorestadora pela cessão das áreas de estudo e apoio logístico em campo.*
- *Aos amigos (em ordem alfabética) Jaçanan Eloisa de Freitas Milani e Tomaz Longhi Santos. Além de amigos, são dois irmãos. Inúmeros foram os momentos agradáveis que passei ao lado de vocês. Agradeço enormemente pela leitura da tese, sugestões, discordâncias, concordâncias, enfim... obrigado!!!*
- *À Amanda Koche Marcon e ao Bruno Palka Miranda, além do companheirismo, convivência e, claro, pela confecção dos mapas e formatação deste (não é, Bruno?).*

- *Ao João Paulo de Maçaneiro e Santiago José Elias Velazco pelo auxílio na análise dos dados. Pena que a distância não deixou que nossas parcerias fossem mais proveitosas.*
- *Aos professores Carlos Vellozo Roderjan e Yoshiko Saito Kuniyoshi, além de excelentes profissionais, exemplo de disposição a ser seguido.*
- *Ao Prof. Christopher Thomas Blum, sempre preocupado com o bom andamento das atividades da pós-graduação.*
- *Ao Aurélio Lourenço Rodrigues pelo auxílio nas primeiras análises, muito do que conversamos lá no início estão expressos nessa tese.*
- *Aos professores membros da banca: Dr. Afonso Figueiredo Filho, Dr^a. Ana Paula Dalla Corte, Dr. Pedro Higuchi, Dr. Pyramon Accioly, Dr. Nelson Luiz Cosmo e Dr. Rodrigo de Andrade Kersten, pelas valiosas contribuições a tese.*
- *As amigas, Adriana de Almeida e Elizabeth Raine (University of Oxford) pelas traduções e revisões, além claro, sugestões para melhoria do texto.*
- *Aos colegas do Lecof (Laboratório de Ecologia Florestal), por compartilharmos bons momentos nessa caminhada.*
- *À minha família, parte em Curitiba e parte em Mirim Doce. Vocês nunca deixaram de apoiar minhas decisões! Esse momento, divido com vocês.*

Isso que vemos passar em todo Brasil, verifica-se em todas as localidades que percorremos da "Araucarilândia" (...). As suas florestas desaparecem sem grandes benefícios para os seus habitantes. E, dentro de alguns decênios, só subsistirão as capoeiras, que logo serão sucedidas pelas taperas. Urge que os governos oponham um dique à onda devastadora de madeiras, que ameaça transformar nossa terra em um deserto. [...]

Frederico Carlos Hoehne, 1920

RESUMO

A Floresta Ombrófila Mista (FOM), também conhecida como Floresta com Araucária (FA), foi drasticamente reduzida ao longo do último século, durante a colonização do Sul do Brasil. Atualmente, os remanescentes encontram-se fragmentados e, em muitos deles, preponderam densas populações da taquara-lixá, *Merostachys skvortzovii*, uma espécie nativa com desenvolvimento agressivo. Um dos grandes temas da atualidade são as mudanças climáticas e seus efeitos sobre as populações animais e vegetais. Tais mudanças atingem a temperatura do ar e os regimes de chuvas, assim como a frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, como ciclones, vendavais e *downbursts*, dentre outros. Registros históricos comprovam o aumento na frequência e intensidade desses eventos, cada vez mais devastadores. Áreas de FOM fragmentadas, com a presença da taquara lixa no sul do Brasil e atingidas por um ciclone extratropical em setembro de 2009, foram objeto da presente tese, que foi estruturada em três capítulos. O capítulo 1 contemplou a avaliação da mortalidade em comunidades florestais, antes e depois da passagem do ciclone extratropical. Neste capítulo verificou-se que a mortalidade não está relacionada à densidade da madeira e ao porte dos indivíduos, mas sim ao grupo ecológico, às características da paisagem e à distância da borda. Assim, a vegetação em locais situados em cristas de morros e pequenos fragmentos foram mais sensíveis à passagem de ciclones que áreas de baixadas e grandes fragmentos. No capítulo 2 foram avaliadas a composição florística, a diversidade, as taxas demográficas e o incremento (em diâmetro) de árvores após a passagem do ciclone e da superdominância de *M. skvortzovii*. A passagem do ciclone proporcionou um aumento da riqueza, com entrada de espécies não registradas anteriormente, porém houve uma redução na diversidade, causada pela maior abundância de algumas espécies pioneiras após o ciclone. A passagem do ciclone afetou a mortalidade, o recrutamento, o *turnover* de espécies, a perda e o ganho de área basal, bem como o incremento (em diâmetro) das árvores sobreviventes. A presença de populações de *M. skvortzovii* não afetou individualmente as taxas demográficas. No capítulo 3, cinco fragmentos de FOM são avaliados para verificar se existiam diferenças entre variáveis estruturais e guildas funcionais. Verificou-se que a ocupação por taquaras influenciou negativamente as variáveis estruturais (abundância, riqueza e área basal) e guildas funcionais (espécies pioneiras, dispersão abiótica e dossel). Por outro lado, o tamanho dos fragmentos e a distância da borda não apresentaram relação com as variáveis estruturais ou as guildas funcionais. No conjunto, os resultados demonstram que os distúrbios, naturais e/ou antrópicos, podem ser grandes geradores de alterações dos processos ecológicos, com casos de intensificação ou repressão dos processos dinâmicos. A conservação dos remanescentes de FOM passa pela necessidade de manutenção de fragmentos em bom estado de conservação além do estabelecimento de conexão entre fragmentos ao longo da paisagem.

Palavras-chave: Tempestade subtropical. Taxas demográficas. Estrutura de comunidades. Fragmentação. Paisagem. Atributos funcionais.

ABSTRACT

The Mixed Ombrophilous Forest, also known as Araucaria Forest (AF) was highly reduced through the last century, during the colonization of Southern Brazil. At present, the AF remnants are fragmented, and in most of them there are dense populations of a native but highly aggressive bamboo species, *Merostachys skvortzovii*. A worldwide top priority issue is the so-called climate change and its effects in animal and plant populations around the globe. Such phenomenon affects air temperature and rainfall regime, as well as frequency and intensity of extreme climatic events, such as cyclones, windstorms and downbursts. Historical records reveal an increase in frequency and intensity of such increasingly devastating events. Areas of AF fragments, with the presence of *taquara-lixá* in southern Brazil and hit by an extratropical cyclone in September 2009 constituted the basis and the background of the present thesis, divided into three chapters. Chapter 01 examines the mortality in forest communities, before and after the cyclone. We found that mortality was not related to wood density or plant size, but to ecological groups, landscape features and distance from the edge. Thus, the vegetation situated in hilltops and small fragments is more exposed to cyclones than those in valleys and big fragments. In Chapter 02 we evaluated the floristic composition, diversity, demographic rates and increment of trees after the cyclone hit the study area and the superdominance of *M. skvortzovii*. The cyclone caused an increase in plot richness, with an input of new species. Nevertheless, we also observed a decrease in diversity as a result of the high abundance of some pioneer species after the cyclone. It also affected mortality, recruitment, species *turnover*, and the gain and loss in basal area, as well as tree increment. The presence of populations of *M. skvortzovii* alone did not affect demographic rates. On Chapter 03 we assessed differences between structural variables and functional guilds in five fragments of AF. We found that occupation by bamboos negatively affected structural variables (abundance, richness and basal area) and functional guilds (pioneer species, non-zoochorous species and canopy). Conversely, fragment size and distance from the edge did not show any relation with structural variables or functional guilds. In general, the results demonstrate that natural and/or human-induced disturbances can be important drivers of ecological processes, improving or suppressing dynamic processes. The conservation of the remnants of FOM requires the maintenance of fragments in a good state of conservation besides the establishment of connection between fragments along the landscape.

Key-words: Subtropical storm. Demographic rates. Community structure. Fragmentation. Landscape. Functional attributes.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. (A) BIOMA MATA ATLÂNTICA (CINZA), (B) REGIÃO SUL COM DISTRIBUIÇÃO DA FLORESTA COM ARAUCÁRIA (PRETO) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, COM DESTAQUE PARA A REGIÃO DE ESTUDO (BRANCO), (C) FRAGMENTOS ESTUDADOS, SEM PASSAGEM DO CICLONE (EM PRETO; ÁREAS SC-1 E SC-2) E COM CICLONE (HACHURADO; ÁREAS CC-1 E CC-2). ÁREAS EM CINZA SÃO FRAGMENTOS FLORESTAIS E ÁREAS EM BRANCO SÃO DESFLORESTADAS OU PLANTIOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS.25
- FIGURA 2. MORTALIDADE MÉDIA DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS NAS PARCELAS COM (CC) E SEM (SC) INFLUÊNCIA DA PASSAGEM DO CICLONE EM FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL. O VALOR MÉDIO É REPRESENTADO PELA LETRA X.....28
- FIGURA 3. DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DA COMUNIDADE (A= ABUNDÂNCIA - PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS POR TRATAMENTO; M= MORTALIDADE) EM PARCELAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA DO SUL DO BRASIL ATINGIDAS OU NÃO POR UM CICLONE EM 2009 E DOS INDIVÍDUOS MORTOS (MORT) NO PERÍODO. ONDE: CC= COM CICLONE, SC= SEM CICLONE, T0= 2009, T1= 2014, T0-T1= PERÍODO DE TEMPO COMPREENDIDO ENTRE 2009 E 2014.29
- FIGURA 4. DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DA COMUNIDADE (ABUNDÂNCIA) EM PARCELAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA DO SUL DO BRASIL ATINGIDAS OU NÃO POR UM CICLONE EM 2009 E DOS INDIVÍDUOS MORTOS (MORT) NO PERÍODO. ONDE: CC= COM CICLONE, SC= SEM CICLONE, T0= 2009, T1= 2014.30
- FIGURA 5. PCA HILL-SMITH COM A PORCENTAGEM DE MORTALIDADE DOS INDIVÍDUOS ARBÓREOS E VARIÁVEIS FÍSICAS NAS PARCELAS, SUBMETIDAS A PASSAGEM DO CICLONE.31
- FIGURA 6. ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS ANTERIOR À PASSAGEM DO CICLONE (EIXO Y1), PORCENTAGEM DE MORTALIDADE (Y2). FORAM CONSIDERADAS ESPÉCIES COM ≥ 10 INDIVÍDUOS AMOSTRADOS EM 2009.33
- FIGURA 7. RELAÇÃO ENTRE A ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS ANTERIOR A PASSAGEM DO CICLONE (2009) E ABUNDANCIA DE INDIVDUOS MORTOS EM 2014 (T0-T1). FORAM CONSIDERADAS ESPÉCIES COM ≥ 10 INDIVÍDUOS AMOSTRADOS EM 2009.....33
- FIGURA 8. RELAÇÃO DA PORCENTAGEM DA MORTALIDADE E DENSIDADE DA MADEIRA DE CADA ESPÉCIE. FORAM CONSIDERADAS ESPÉCIES COM ≥ 10 INDIVÍDUOS AMOSTRADOS EM 2009.....34
- FIGURA 9. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. (A) BIOMA MATA ATLÂNTICA (CINZA), (B) REGIÃO SUL COM DISTRIBUIÇÃO DA FLORESTA COM ARAUCÁRIA (PRETO) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, COM DESTAQUE PARA A REGIÃO DE ESTUDO (BRANCO), (C) FRAGMENTOS ESTUDADOS, SEM PASSAGEM DO CICLONE (EM PRETO; ÁREAS SC-1 E SC-2) E COM CICLONE (HACHURADO; ÁREAS CC-1 E CC-2). ÁREAS EM CINZA SÃO FRAGMENTOS FLORESTAIS E ÁREAS EM

	BRANCO SÃO DESFLORESTADAS OU PLANTIOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS.	52
FIGURA 10.	CURVAS DE RAREFAÇÃO CONSTRUÍDAS A PARTIR DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS OBSERVADOS PELO MÉTODO MAO TAU, ENTRE AS TRÊS AVALIAÇÕES, T0) 2009; T1) 2014; T2) 2016). A) CC_CT; B) = CC_ST; C) = SC_CT; D) = SC_ST.....	56
FIGURA 11.	PERFIS DE DIVERSIDADE DA SÉRIE DE RÉNYI PARA QUATRO TRATAMENTOS EM DIFERENTES FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA, SUL DO BRASIL. PARA O PARÂMETRO A = 0 TEM-SE O NÚMERO TOTAL DE ESPÉCIES REGISTRADAS; PARA A = 1, TEM-SE O ÍNDICE DE SHANNON; PARA A = 2, TEM-SE O VALOR DA RECÍPROCA DO ÍNDICE DE SIMPSON (1/D). A) = CC_CT; B) CC_ST; C) SC_CT; D) SC_ST.....	57
FIGURA 12.	BOX-PLOT DOS VALORES DE DENSIDADE E ÁREA BASAL ENTRE TRATAMENTOS AO LONGO DAS TRÊS AVALIAÇÕES (T0= 2009, T1= 2014 E T3= 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZUL), SC_CT = SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).	59
FIGURA 13.	BOX-PLOT DAS TAXAS DEMOGRÁFICAS DE MORTALIDADE, RECRUTAMENTO E TURNOVER AO LONGO DOS DOIS PERÍODOS DE AVALIAÇÃO (T1= 2009 A 2014 E T2= 2014 A 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZUL), SC_CT= SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).	61
FIGURA 14.	BOX-PLOT DAS TAXAS DEMOGRÁFICAS DE PERDA E GANHO DE ÁREA BASAL AO LONGO DOS DOIS PERÍODOS DE AVALIAÇÃO (T1= 2009 A 2014 E T2= 2014 A 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZUL), SC_CT= SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).....	62
FIGURA 15.	BOX-PLOT DAS TAXAS DE INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) DOS INDIVÍDUOS AO LONGO DOS DOIS PERÍODOS DE AVALIAÇÃO (T0-T1= 2009-2014 E T1-T2= 2014 A 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZ UL), SC_CT= SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).	63
FIGURA 16.	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. (A) BRASIL, COM LOCALIZAÇÃO DO BIOMA MATA ATLÂNTICA, (B) REGIÃO SUL DO BRASIL, COM DISTRIBUIÇÃO DO BIOMA MATA ATLÂNTICA E DA FLORESTA COM ARAUCÁRIA, COM DESTAQUE (BRANCO) PARA A REGIÃO DE ESTUDO, (C) DETALHE DA COBERTURA DA REGIÃO DE ESTUDO ONDE EM BRANCO ESTÃO REPRESENTAS AS ÁREAS DESFLORESTADAS OU RECOBERTAS POR PLANTIOS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EXÓTICAS, EM CINZA, FRAGMENTOS FLORESTAIS E EM PRETO, FRAGMENTOS FLORESTAIS ESTUDADOS.	82

FIGURA 17. DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO DAS PARCELAS PRODUZIDOS PELO ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS), COM BASE NA ABUNDÂNCIA (A) E COMPOSIÇÃO (B) DE ESPÉCIES DOS CINCO FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA AVALIADOS. CLASSES REFEREM-SE A COBERTURA DE TAQUARAS.87

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.	RELAÇÃO DO VALOR DE COBERTURA DE CADA ESPÉCIE E % DE MORTALIDADE NAS PARCELAS COM E SEM PASSAGEM DO CICLONE. VCR REFERE-SE À POSIÇÃO DAS ESPÉCIES (DECRESCENTE) NO VALOR DE COBERTURA (DENSIDADE + DOMINÂNCIA) RELATIVO. % MORT É A PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS MORTOS NO PERÍODO T0 A T1. ESPÉCIES COM MAIS DE CINCO INDIVÍDUOS NO INVENTÁRIO DE 2009, T0= 2009, T1= 2014. ESPÉCIES EM ORDEM ALFABÉTICA.	32
TABELA 3.	ANÁLISE DE VARIÂNCIA FATORIAL PARA DENSIDADE ($N \cdot HA^{-1}$) E ÁREA BASAL (M^2/HA) ENTRE OS ANOS DE AVALIAÇÃO (T0= 2009, T1= 2014 E T3= 2016). EM NEGRITO, $P < 0.05$. TODOS: GL=1	58
TABELA 4.	ANÁLISE DE VARIÂNCIA FATORIAL PARA TAXAS RELACIONADAS À ABUNDÂNCIA, LEVANDO EM CONTA A PASSAGEM DO CICLONE E A PRESENÇA DE POPULAÇÕES DE TAQUARAS. EM NEGRITO, $P < 0.05$. TODOS: GL=1	60
TABELA 5.	VALORES DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA FATORIAL PARA INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL – IPA (CM/ANO), LEVANDO EM CONTA A PASSAGEM DO CICLONE E PRESENÇA DE POPULAÇÕES DE TAQUARAS. EM NEGRITO, $P < 0.05$. TODOS: GL=1	63
TABELA 6.	CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM EM QUE CADA FRAGMENTO DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA ESTUDADO NA REGIÃO SUL DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL, ESTÁ INSERIDO.	83
TABELA 7.	EFEITO DO TAMANHO DO FRAGMENTO, DISTÂNCIA DA BORDA E COBERTURA TAQUARAS EM DIFERENTES PARÂMETROS ESTRUTURAIS DE FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCARIA. A SIGNIFICÂNCIA DAS VARIÁVEIS PREDITORAS BASEIA-SE NOS TESTES CHI-QUADRADO DE WALD. A ESTATÍSTICA PARCIAL DE R^2 FOI CALCULADA USANDO A ABORDAGEM DE NAKAGAWA E SCHIELZETH.	88
TABELA 8.	EFEITO DO TAMANHO DO FRAGMENTO, DISTÂNCIA DA BORDA E COBERTURA TAQUARAS EM DIFERENTES ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES DA FLORESTA COM ARAUCARIA. A SIGNIFICÂNCIA DAS VARIÁVEIS PREDITORAS BASEIA-SE NOS TESTES CHI-SQUARE DE WALD. A ESTATÍSTICA PARCIAL DE R^2 FOI CALCULADA USANDO A ABORDAGEM DE NAKAGAWA E SCHIELZETH.	89

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	17
	REFERÊNCIAS	20
	CAPÍTULO 1	21
	DISTÚRBIOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS CAUSADOS PELA PASSAGEM DE UM CICLONE EXTRATROPICAL NA REGIÃO SUL DO BRASIL	21
1	INTRODUÇÃO	22
2	MATERIAL E MÉTODOS	24
2.1	ÁREAS DE ESTUDOS	24
2.2	DESENHO AMOSTRAL E AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO	26
2.3	AVALIAÇÕES	26
2.4	CARACTERÍSTICAS DAS ESPÉCIES	26
2.5	CARACTERÍSTICAS DO TERRENO	26
2.6	ANÁLISES	27
3	RESULTADOS	28
3.1	GERAL	28
3.2	DADOS BIÓTICOS	29
3.3	VARIÁVEIS FÍSICAS (PARCELAS)	30
3.4	MORTALIDADE POR ESPÉCIE	31
4	DISCUSSÃO	35
5	CONCLUSÕES	37
	REFERÊNCIAS	38
	APÊNDICE 1	43
	CAPÍTULO 2	46
	INFLUÊNCIA DE UM CICLONE EXTRATROPICAL E SUPERDOMINÂNCIA DE TAQUARAS SOBRE A DINÂMICA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA SUBTROPICAL	46
1	INTRODUÇÃO	47
2	MATERIAL E MÉTODOS	50
2.1	ÁREAS DE ESTUDOS	50
2.2	DESENHO AMOSTRAL	51
2.3	TAXAS DEMOGRÁFICAS	53
2.4	ANÁLISES	54

3	RESULTADOS	55
3.1	RIQUEZA E DIVERSIDADE	55
3.2	ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO	58
3.3	DINÂMICA (TAXAS DEMOGRÁFICAS)	59
3.4	INCREMENTO	62
4	DISCUSSÃO	64
5	CONCLUSÕES	67
	REFERÊNCIAS	68
	APÊNDICE 2	75
	CAPÍTULO 3	77
	SUPERDOMINÂNCIA DE TAQUARAS AFETA A ESTRUTURA E ATRIBUTOS FUNCIONAIS EM FRAGMENTOS DA FLORESTA ATLÂNTICA	77
1	INTRODUÇÃO	78
2	MATERIAL E MÉTODOS	81
2.1	ÁREA DE ESTUDOS	81
2.2	ANÁLISE DA PAISAGEM	83
2.3	AMOSTRAGEM DOS FRAGMENTOS	84
2.4	LEVANTAMENTO DA VEGETAÇÃO E DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS	84
2.5	ANÁLISE DOS DADOS	85
3	RESULTADOS	87
4	DISCUSSÃO	91
5	CONCLUSÕES	94
	REFERÊNCIAS	95
	APÊNDICE 3	103
	APÊNDICE 4	106
	APÊNDICE 5	108
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
	RECOMENDAÇÕES	112
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFIAS GERAIS	113

INTRODUÇÃO GERAL

“Os pinheiros estão disseminados em cerca de 50.000 km², sendo sem receio de exagero, de 50 milhões o número dessas árvores na superfície do Paraná. Cada pinheiro produzindo cerca de 3 m³ de madeira, teremos o total de 150 milhões. Abatendo-se, numa média anual de 400.000 m³, serão precisos 375 anos para consumir toda a madeira” (Roberto Capri e Olivero, 1924-25).

“Primeval tropical rain forest, undisturbed and stable, ‘since the dawn of time’ is a myth. Instability of varying extents occurs on several time-scales. The recovery to a steady-state is likely to take several centuries and is perhaps never achieved in many places” (Timothy Charles Whitmore, 1991).

Os dois trechos acima representam fases da história e do conhecimento sobre florestas neotropicais. O primeiro revela a forma com que a sociedade enxergava os pinheirais (Floresta com Araucária), fonte de madeira com boa qualidade, muito abundante e, na visão dos colonizadores, praticamente inesgotáveis. Já a segunda contesta a visão de uma paisagem intocada, primária e estável, referindo-se às florestas como um grande mosaico dinâmico no espaço e no tempo, sujeito aos diversos tipos de impactos.

A Floresta com Araucária ou Floresta Ombrófila Mista (FOM) reportada no início da colonização, com suas árvores imponentes, alcançando quatro ou cinco dezenas de metros de altura, só é possível encontrar em fotos antigas, relatos e memória das pessoas anciãs. Assim como ocorreu em praticamente toda extensão da Mata Atlântica ao longo do século passado, a FOM, que é uma de suas tipologias, foi e ainda é submetida a inúmeros impactos, antrópicos e/ou naturais.

Como resultado de décadas de “uso” dos recursos, tem-se uma série de alterações na paisagem. Muitas delas são evidentes, como a supressão e intensa fragmentação, queimadas, invasão por espécies exóticas, uso dos fragmentos para pastoreio de animais, intensificação da colheita de folhas, frutos e sementes etc. Além desses impactos, temos aqueles “invisíveis”, como a perda de biodiversidade, homogeneização biótica, alterações nas redes de interações fauna-flora, nos serviços ecossistêmicos, ciclos biogeoquímicos etc.

A ideia de uma floresta com recursos inesgotáveis fez com que praticamente toda região de ocorrência da FOM fosse objeto do apetite da indústria madeireira. Com isso, florestas com características próximas àquelas sem intervenção humana inexistem (CASTELLA; BRITZ, 2004), pois praticamente em todos os fragmentos de FOM ocorreu algum tipo de intervenção antrópica, em maior ou menor grau. Muitos desses fragmentos foram objeto de Planos de Manejo Sustentado que, como o nome sugere, deveriam dar condições para que os recursos florestais se recuperassem após as intervenções, permitindo vários ciclos de produção madeireira. Porém, até o início de 1990, assistimos ao esgotamento dos recursos por meio de uma super-exploração que beirou à irracionalidade.

Com o passar do tempo, novas fontes de produção de madeira foram surgindo. A partir dos anos de 1960, os primeiros plantios comerciais de espécies exóticas começaram a tomar espaços nas paisagens sulinas do Brasil. Com o sucesso dessas culturas, restrições legais ao “manejo” de espécies florestais nativas, manutenção de áreas protegidas por empresas certificadas, resultou em um mosaico de fragmentos de FOM destinados à conservação. A maioria, porém, ainda sob efeito dos grandes impactos antrópicos pretéritos (LIEBSCH et al., 2016).

Um desses efeitos diz respeito à superabundância de taquaras em fragmentos de FOM. Várias são as espécies de taquaras que podem ocupar naturalmente diversas fitofisionomias da Mata Atlântica. Com o intenso corte seletivo da FOM, ocorreu um descontrole populacional e o sub-bosque dos fragmentos foi ocupado por taquaras do gênero *Merostachys*. Com isso, uma série de processos relacionados ao recrutamento de espécies da flora foram prejudicados (SANQUETTA et al., 2007), levando a uma considerável redução da proporção de grupos funcionais e a um possível colapso nas cadeiras tróficas e redes de interações (TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

Dentre os efeitos do aquecimento global, o aumento da frequência e intensidade de eventos climáticos de grandes proporções, tanto para regiões tropicais (EMANUEL, 2005; WEBSTER et al., 2005) como para regiões subtropicais do Brasil (LIMA; LOREDO-SOUZA, 2015) pode ter consequências drásticas para a vegetação, ainda pouco conhecidas para FOM (MELO, 2015). Além de ser um fenômeno bastante recente e pouco discutido para região Sul, a falta de estudos que envolvam tais

fenômenos e sua influência sobre a dinâmica do componente arbóreo de remanescentes e composição das espécies permanece totalmente inexplorado.

Compreender este cenário de fragmentos de FOM impactados natural e antropicamente e suas inter-relações é a motivação da presente tese. Em três capítulos avaliou-se, com diferentes abordagens, os impactos de um ciclone extratropical atípico para a região Sul do Brasil sobre fragmentos afetados pelo corte seletivo de madeira e pelo adensamento de taquaras no sub-bosque.

No capítulo 1, procurou-se verificar se a mortalidade de indivíduos após a passagem do ciclone extratropical possui relação com atributos biológicos/ecológicos (densidade da madeira, classe diamétrica e categoria ecológica) e com as características físicas da paisagem (distância até a borda, posição na vertente e geomorfologia do terreno). Assim, analisou-se características dos indivíduos, espécies e sítios afetam o grau de dano físico causado por esse evento climático atípico.

No capítulo 2, avaliou-se a composição florística, riqueza, diversidade, taxas demográficas e incremento de árvores em florestas sujeitas à passagem do ciclone e a superdominância de *M. skvortzovii*. Procurou-se verificar se a passagem do ciclone proporcionou um aumento da riqueza, diversidade e modificações significativas nas taxas demográficas, bem como entender a influência da interação de eventos dessa natureza com a superdominância de taquaras.

No capítulo 3, procurou-se verificar se há diferenças entre variáveis estruturais e guildas funcionais em cinco fragmentos de FOM. Foram considerados nas análises, o tamanho dos fragmentos, a distância da borda e a cobertura de taquaras. Avaliou-se cinco fragmentos intensamente antropizados pelo corte seletivo, em relação à riqueza, estrutura e atributos funcionais podem ser mais sensíveis a esses processos de antropização.

REFERÊNCIAS

CASTELLA, P.R.; BRITEZ, R.M. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2004, 233p.

EMANUEL, K. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. **Nature**, v. 436, p. 686-688, 2005.

LIEBSCH, D.; MAÇANEIRO, J.P.; MARCON, A.K.; GALVÃO, F. Influência de impactos antrópicos em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 87, p. 277-287, 2016.

LIMA, E.G.; LOREDO-SOUZA, A.M. Análise da ocorrência de downbursts no Brasil. **Ciência e Natura**, v. 37, p. 32-38, 2015.

MELO, L. C. Simulação da distribuição de espécies da Floresta Ombrófila Mista em função de possíveis cenários climáticos. 214 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

OLIVEIRO, R.C. **Estado do Paraná**. Empresa Editora Brasil, São Paulo, 1924/25.

SANQUETTA, C.R. Controle de taquaras como alternativa para a recuperação da floresta com Araucária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, p. 45-53, 2007.

TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136-140, 2012.

WEBSTER, P.G.; HOLLAND, G.J.; CURRY, J.A.; CHANG, H.R. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. **Science** v. 309, n. 5742, p. 1844-1846, 2005.

WHITMORE, T.C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management: In: Gómez-Pompa, A.; Whitmore, T.C. Hadley, M. (eds.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. Blackwell, New York, p. 67-89, 1991.

CAPÍTULO 1

DISTÚRBIOS EM FRAGMENTOS FLORESTAIS CAUSADOS PELA PASSAGEM DE UM CICLONE EXTRATROPICAL NA REGIÃO SUL DO BRASIL

RESUMO

Distúrbios naturais causados por eventos de clima extremo são cada vez mais comuns nas regiões subtropicais do Sul do Brasil. Em fragmentos de Floresta com Araucária atingidos pela passagem de um ciclone extratropical, procurou-se verificar quais variáveis, bióticas ou físicas, se relacionam à mortalidade dos indivíduos arbóreos. Dentre as variáveis bióticas dos indivíduos mortos, foram comparadas a densidade da madeira, o porte e o grupo ecológico de todos os indivíduos mortos após o evento. Para variáveis físicas foram utilizadas distância da borda, posição na vertente e característica da paisagem. Em 2009 (T0) foram alocadas 116 parcelas de 10 x 20 m, nas quais foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) $\geq 4,8$ cm. Após a alocação e medição dessas parcelas, metade delas foi atingida por um ciclone extratropical, ainda em 2009. Em 2014 foi realizada outra amostragem (T1), na qual foi mensurada a mortalidade no período T0-T1. Verificou-se que os indivíduos mortos não apresentaram diferenças para a densidade da madeira e classe diamétrica. Indivíduos não-pioneiros apresentaram maior mortalidade nas áreas com ciclone. Em relação às características da paisagem, parcelas localizadas em porções de crista, em morros elevados e próximos às bordas exibiram maiores taxas de mortalidade. A intensa fragmentação da FOM, muitas vezes restritas a porções de terrenos inacessíveis para cultivos (topos de morros) ou cordões de vegetação ao longo de rios, aliada a baixa resistência das espécies para suportar fortes ventos, aumenta a preocupação em relação a capacidade da Floresta com Araucária de suportar o aumento de ocorrência e intensidade de eventos climáticos extremos.

Palavras-chave: furacões, tempestade subtropical, densidade da madeira, mortalidade, resistência da madeira

1 INTRODUÇÃO

Em regiões tropicais, os ciclones são fenômenos naturais destrutivos, com grande variação de intensidade e de tamanho (XI, 2015). Nessa categoria, estão incluídos os furacões, tufões, tempestades tropicais, vendavais e *downbursts* (micro explosões) (XI, 2015). Mesmo sendo previsíveis em determinados períodos do ano (FOSTER; BOOSE, 1992), são eventos causadores de grandes distúrbios (TURNER et al., 1998) e que alteram significativamente a dinâmica dos sistemas naturais.

Embora sejam eventos naturalmente frequentes, com o aquecimento global, observam-se além das mudanças na temperatura do ar, alterações nos regimes de chuvas do globo terrestre (IPCC 2013), aumentando, sobremaneira, a frequência e a intensidade destes eventos climáticos extremos (GOLDENBERG et al., 2001; EMANUEL, 2005; KHARIN et al., 2013; ALEXANDER; DIEZ; LEVINE, 2015). Análises de séries históricas sobre tornados, em escala mundial, comprovam o aumento da ocorrência e da intensidade desses eventos, tornando-os cada vez mais devastadores (GOLDENBERG et al., 2001; WEBSTER et al., 2005; EMANUEL, 2005).

Os efeitos imediatos da passagem de ciclones sobre comunidades florestais resultam na quebra de galhos e de troncos, mortalidade de indivíduos, perda de biomassa, mudanças no solo e no microclima, entre outros (WALKER et al. 1992; EVERHAM; BROKAW 1996; VANDERMEER et al. 2000; PASCARELLA; AIDE; ZIMMERMAN, 2004). Tais efeitos podem perdurar por muito tempo - décadas ou até séculos (HIBBS, 1983; FOSTER, 1988; BURSLEM; WHITMORE; BROWN, 2000) - por interferirem no recrutamento das espécies, na capacidade de regeneração por meio de rebrotas e nas mudanças na composição florística (TURNER et al., 1998; LUGO, 2008).

Com os ciclones, além da própria intensidade do vento, a probabilidade de quebra e queda de árvores pode ser influenciada pelas características do próprio indivíduo e da posição em que se localiza no terreno (LUGO, 2008; XI, 2015). Indivíduos com grandes áreas de copa (WEBB et al., 2014; XI, 2015) e com baixa razão diâmetro/altura (ou seja, indivíduos altos e finos) são mais vulneráveis à quebra. A densidade da madeira também pode definir diferentes graus de susceptibilidade (SCALLEY et al 2010; WEBB et al., 2014), já que espécies com rápido crescimento e, consequentemente, menor densidade da madeira são mais frágeis (ZIMMERMAN et al., 1995; WEBB et al., 2014). Com relação ao terreno, a posição topográfica tem papel

fundamental, sendo que indivíduos localizados em áreas elevadas e cristas de montanhas estão mais expostos, tornando-os mais susceptíveis (XI, 2015). Embora algumas destas tendências na probabilidade de queda já tenham sido descritas para FOM (SANTOS et al., 2015; BECKERT; ROSOT; ROSOT, 2014), as estimativas nas comunidades, bem como as variações interespecíficas são ainda pouco documentadas.

A ocorrência de eventos climáticos de grandes proporções é mais comum em regiões tropicais (PASCARELLA; AIDE; ZIMMERMAN, 2004; SCALLEY et al., 2010; FRANKLIN et al., 2004; XI, 2015) em função das características climáticas (disponibilidade e temperatura da água), pois usualmente se originam em grandes corpos de águas quentes (XI, 2015). No Sul do Brasil, uma região de clima subtropical, parte da umidade das chuvas vem de regiões marinhas que possuem temperaturas baixas na maior parte do ano (CAVALCANTE et al., 2009). Outra parte da umidade tem origem na região tropical e se desloca ao longo do continente sul-americano, no sentido norte-sul (CAVALCANTE et al., 2009).

Da mesma forma, embora o Bioma Mata Atlântica seja considerado tropical, uma de suas unidades fitogeográficas, a Floresta Ombrófila Mista ou Floresta com Araucária, pode ser classificada como subtropical (OLIVEIRA FILHO, 2009). Essa tipologia recobre de forma contínua parte significativa dos estados do Sul do Brasil, além de áreas disjuntas no Sudeste, sempre em regiões altas e frias dos planaltos (KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2015; DUARTE et al., 2014; REZENDE et al. 2015). Assim, na região dos planaltos sulinos, eventos climáticos de grandes proporções são incomuns, porém, tornaram-se mais frequentes nas últimas décadas (LIMA; LOREDO-SOUZA, 2015). No estado de Santa Catarina, especificamente, no período de 1976 a 2003 foram registrados 45 episódios de ciclones, tornados ou trombas d'água (*waterspouts*) (MARCELINO et al., 2009).

Diante do exposto, o presente trabalho aborda os impactos causados por um ciclone extratropical em fragmentos de Floresta com Araucária no Sul do Brasil. Com base em estudo comparativo da estrutura da vegetação antes e após o ciclone, avaliou-se os danos causados por esse evento e procurou-se responder às seguintes perguntas: 1) A queda e quebra de árvores estão relacionadas ao porte, grupo ecológico ou densidade da madeira? 2) Há relação entre mortalidade e atributos físicos do terreno?

2 MATERIAL E MÉTODOS

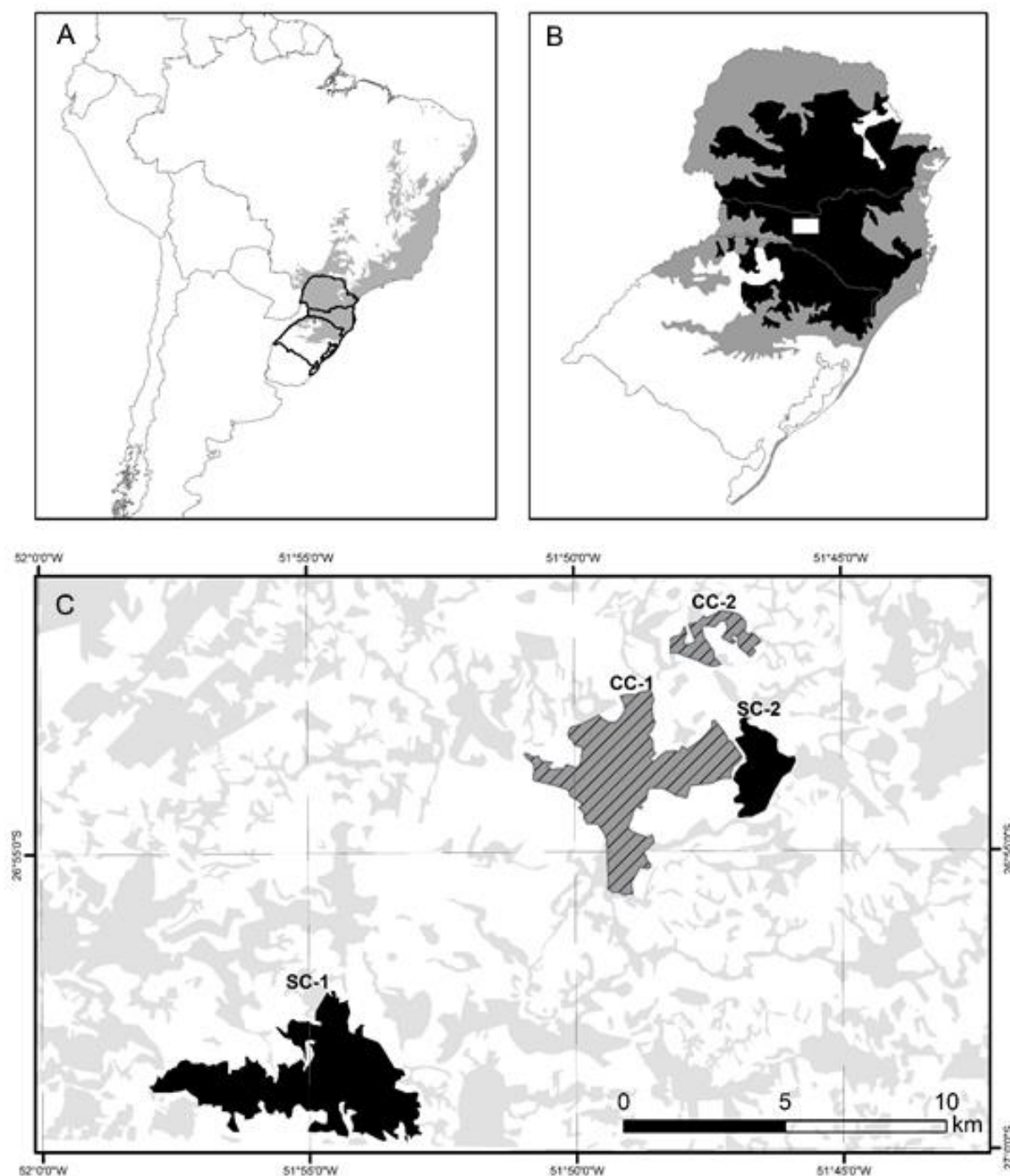
2.1 ÁREAS DE ESTUDOS

O trabalho foi desenvolvido em três fragmentos florestais localizados nos municípios de Vargem Bonita e Irani, na região oeste de Santa Catarina, Sul do Brasil, localizadas entre 26°50' e 27°02' S e 51°45' e 51°57' W, em altitudes que variam de 1.000 a 1.100 m s.n.m. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfb. A umidade relativa do ar varia entre 76-80% e a precipitação média anual é de 1.815 mm, bem distribuída ao longo do ano. A temperatura média anual é de 17°C, com ocorrência frequente de geadas (REZENDE et al., 2015). A região está inserida, geologicamente, na formação Serra Geral, que é constituída por rochas vulcânicas basálticas, onde predominam três tipos de solos: Cambissolo, Nitossolo e Latossolo.

A região é composta, predominantemente, por mosaicos de Floresta Ombrófila Mista (FOM) entremeados por plantios florestais de *Pinus* spp. e de *Eucalyptus* spp., além de áreas agrícolas e pastagens. Localmente, os remanescentes florestais (33% da área) foram submetidos até a década de 1980 ao corte seletivo, especialmente de araucária, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, e imbuia, *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso, historicamente as duas espécies mais exploradas comercialmente (VIBRANS et al., 2011; LIEBSCH et al., 2016). Regionalmente, a paisagem encontra-se muito fragmentada, onde 95% do total dos fragmentos possuem menos de 50 hectares (ALARCON et al., 2011),

Em 8 de setembro de 2009, parte da área de estudo foi atingida por um ciclone extratropical com intensa precipitação e ventos entre 80 a 100 km/h. Este evento, que pode ser considerado de média a grande intensidade, criou um mosaico de áreas com e sem efeitos de sua passagem. O fragmento 1, não atingido pelo ciclone, possui aproximadamente 1.500 ha e está 10 km distante dos demais fragmentos (FIGURA 1). Os fragmentos 2 e 3 são partes de um mesmo bloco com 1.700 ha, porém, uma porção foi atingida pelo ciclone (3) e outra não (2). O terceiro fragmento possui 200 ha e foi totalmente afetado pela passagem do ciclone (4).

FIGURA 1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. (A) BIOMA MATA ATLÂNTICA (CINZA), (B) REGIÃO SUL COM DISTRIBUIÇÃO DA FLORESTA COM ARAUCÁRIA (PRETO) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, COM DESTAQUE PARA A REGIÃO DE ESTUDO (BRANCO), (C) FRAGMENTOS ESTUDADOS, SEM PASSAGEM DO CICLONE (EM PRETO; ÁREAS SC-1 E SC-2) E COM CICLONE (HACHURADO; ÁREAS CC-1 E CC-2). ÁREAS EM CINZA SÃO FRAGMENTOS FLORESTAIS E ÁREAS EM BRANCO SÃO DESFLORESTADAS OU PLANTIOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS.



FONTE: O autor (2018).

2.2 DESENHO AMOSTRAL E AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO

Entre janeiro e julho de 2009 (T0) foram instaladas e amostradas 116 parcelas de 200 m² (20 x 10 m), totalizando 2,32 ha, nos três fragmentos. Do total de parcelas, 56 foram atingidas pelo ciclone (CC), em setembro do mesmo ano, enquanto 60 não o foram (SC).

2.3 AVALIAÇÕES

Em 2009 (T0) foram amostradas e identificadas todas as árvores com dap \geq 4,8 cm em todas as parcelas. Em 2014 (T1), cinco anos após a primeira amostragem, a vegetação foi novamente amostrada com o objetivo de contabilizar os indivíduos que foram derrubados pelo ciclone, estavam mortos em pé ou mesmo que não foram encontrados, sendo todos tratados como mortos. A mortalidade média das parcelas (número de indivíduos mortos em 2014) com e sem passagem do ciclone foi comparada para avaliar o efeito desse evento.

2.4 CARACTERÍSTICAS DAS ESPÉCIES

Para verificar se a mortalidade está relacionada a algumas características das espécies, foram levantadas na literatura informações sobre:

- densidade da madeira: valor numérico (CHAVE et al., 2009);
- grupo ecológico: pioneiras e não-pioneiras (SWAINE e WHITMORE, 1988);
- porte: os indivíduos foram categorizados em classes de diâmetro com amplitude de 10 cm (1= 4,8 a 14,9; 2= 15 a 24,9; 3= 25 a 34,9; 4= 35 a 44,9 e 5= \geq 45 cm).

2.5 CARACTERÍSTICAS DO TERRENO

Em relação às características físicas do terreno, as parcelas foram classificadas quanto a três variáveis físicas:

- Posição na vertente: baixada, meio da encosta e crista (SUMMERFIELD, 1991).
- Característica da paisagem: elevada ou protegida. Foi analisada a geomorfologia dentro de um raio de 500 m a partir da primeira parcela situada mais próxima da borda. Dentro desse limite, procurou-se por elevações com

uma diferença de altitude superior a 30 m em relação à altitude média das parcelas estudadas, localizadas na direção oposta à queda das árvores. Essas avaliações foram efetuadas com base em mapas altimétricos. Foram definidas como “elevadas” aquelas parcelas situadas em paisagens onde não haviam projeções maiores que o limite definido e “protegidas” aquelas parcelas com a presença de elevações no entorno.

- Proximidade da borda: valor numérico. Com base no sentido de queda das árvores causados pelo ciclone, foi definida a direção do vento. Com isso, calculou-se a distância de cada parcela até a borda do fragmento em direção oposta ao sentido de queda das árvores.

2.6 ANÁLISES

Para realizar as análises das variáveis bióticas relacionadas à mortalidade (densidade da madeira, classe diamétrica e grupo ecológico) foram considerados os valores absolutos de árvores mortas nas áreas com (CC) e sem ciclone (SC). Já para as análises das variáveis físicas (posição na vertente, característica da paisagem, proximidade da borda) foram considerados os valores relativos de árvores mortas nas parcelas atingidas pelo ciclone.

A mortalidade média (percentual dos indivíduos mortos por parcela), a mortalidade de indivíduos não-pioneiros e a densidade média da madeira de árvores mortas nas parcelas CC e SC foram analisadas por meio de *test t* (ZAR, 2010), utilizando-se o programa *Statgraphics*. A mortalidade nas diferentes classes diamétricas de CC e SC foi avaliada por meio de Qui-quadrado, utilizando-se o programa *Statgraphics*. Já para avaliar a relação entre mortalidade nas parcelas e variáveis físicas, utilizou-se Análise de Componentes Principais (PCA), pelo método de Hill-Smith (HILL; SMITH, 1976; DRAY; DAFOUR; CHESSEL, 2007), com uso do pacote “ade4” do R, versão 3.4.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

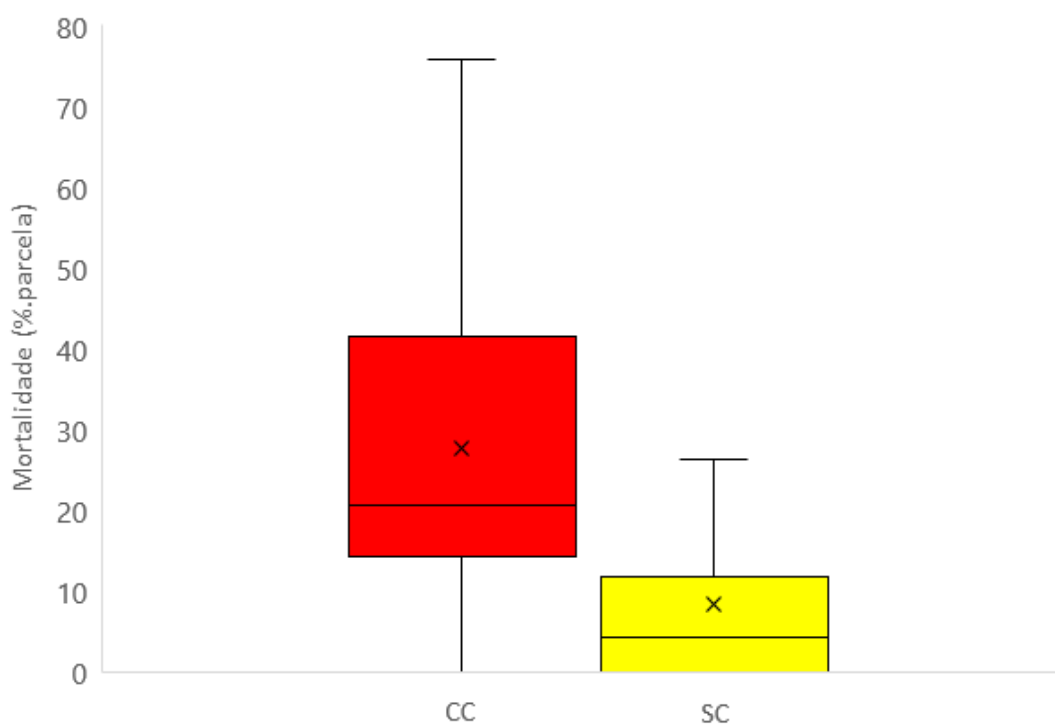
Para as espécies com mais de dez indivíduos em, pelo menos, uma das situações - CC ou SC, em 2009 - foi calculada a mortalidade. O ranqueamento das espécies na comunidade foi feito mediante o cálculo do valor de cobertura da espécie antes e após a passagem do ciclone (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

3 RESULTADOS

3.1 GERAL

A mortalidade de indivíduos arbóreos no período de 2009 a 2014 foi significativamente maior ($p < 0,01$) nas parcelas atingidas pelo ciclone (mortalidade média de 28% em CC) do que nas não atingidas (mortalidade média de 8% SC) (FIGURA 2).

FIGURA 2. MORTALIDADE MÉDIA DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS NAS PARCELAS COM (CC) E SEM (SC) INFLUÊNCIA DA PASSAGEM DO CICLONE EM FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL. O VALOR MÉDIO É REPRESENTADO PELA LETRA X.

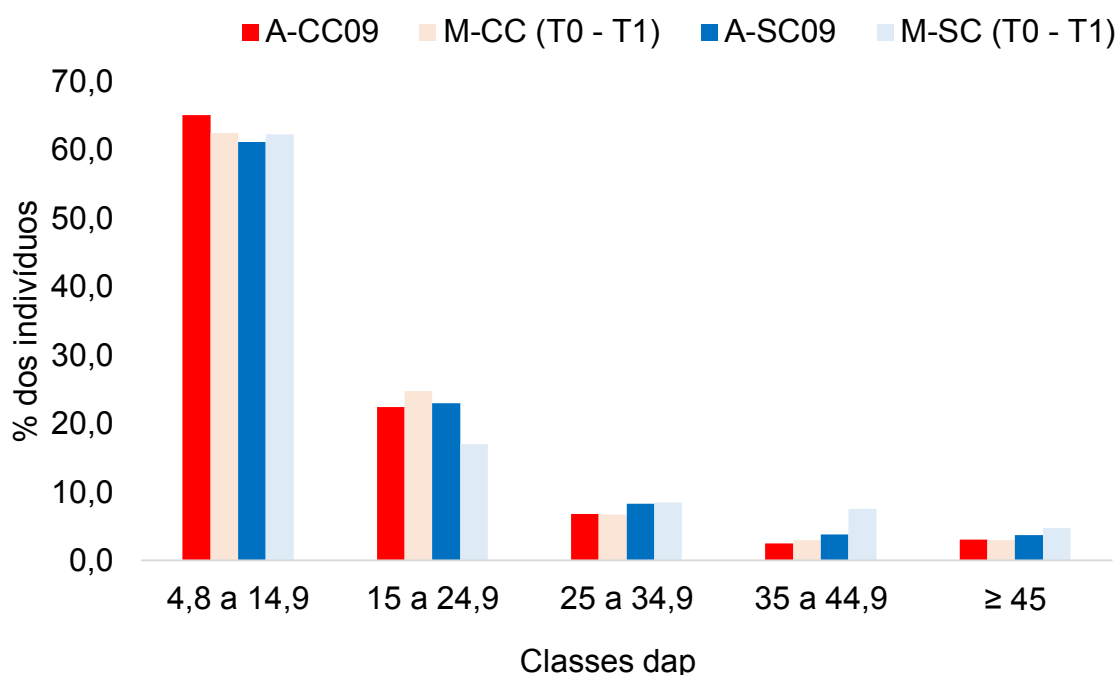


FONTE: O autor (2018)

3.2 DADOS BIÓTICOS

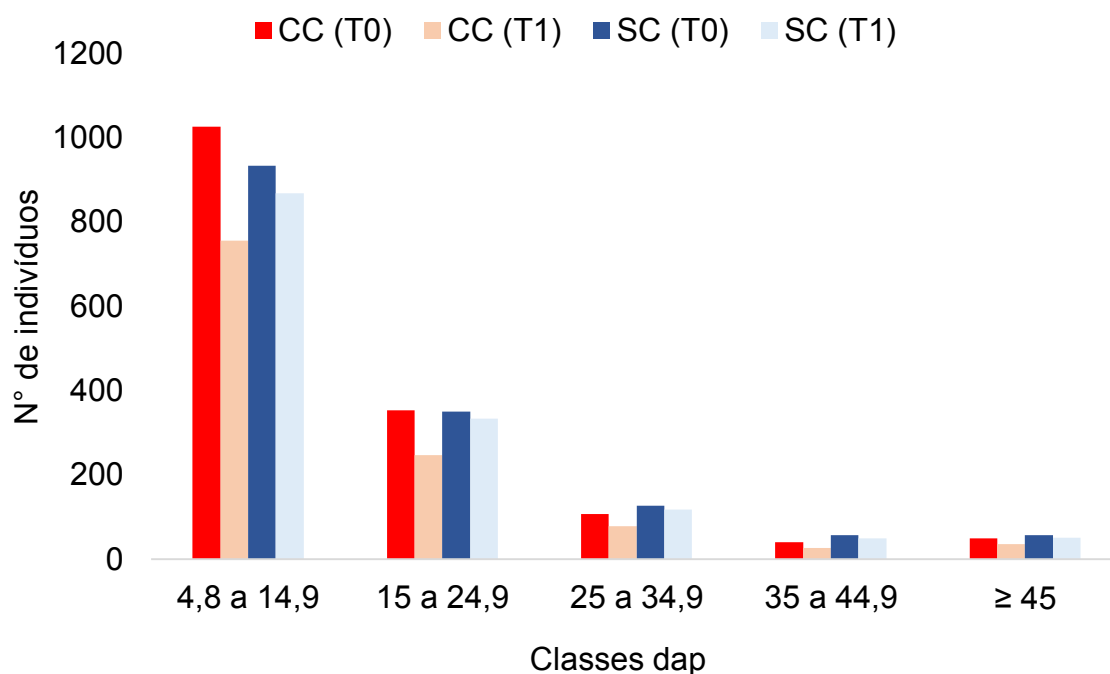
Não houve diferença ($t= 0,0$; $p > 0,05$) para a densidade básica média da madeira das árvores mortas em CC ($D= 0,57 \pm 0,11$) ou SC ($D= 0,57 \pm 0,11$). Já a mortalidade de indivíduos não pioneiros foi significativamente maior ($t= 7,62$; $p < 0,05$) em CC ($\%M= 75,1 \pm 31,8$) em comparação às SC ($\%M 54,7 \pm 45,5$). A proporção da mortalidade nas diferentes classes de diâmetro, no entanto, foi similar entre esses dois grupos de parcelas ($\chi^2= 6,37$; $GL=12$; $p > 0,05$), de modo que, apesar da maior mortalidade ter sido registrada em CC, ela se distribuiu de maneira uniforme para as diferentes classes diamétricas (FIGURA 3). Em termos absolutos, a maior mortalidade foi nas classes menores (FIGURA 4).

FIGURA 3. DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DA COMUNIDADE (A= ABUNDÂNCIA - PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS POR TRATAMENTO; M= MORTALIDADE) EM PARCELAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA DO SUL DO BRASIL ATINGIDAS OU NÃO POR UM CICLONE EM 2009 E DOS INDIVÍDUOS MORTOS (MORT) NO PERÍODO. ONDE: CC= COM CICLONE, SC= SEM CICLONE, T0= 2009, T1= 2014, T0-T1= PERÍODO DE TEMPO COMPREENDIDO ENTRE 2009 E 2014.



FONTE: O autor (2018).

FIGURA 4. DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DA COMUNIDADE (ABUNDÂNCIA) EM PARCELAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA DO SUL DO BRASIL ATINGIDAS OU NÃO POR UM CICLONE EM 2009 E DOS INDIVÍDUOS MORTOS (MORT) NO PERÍODO. ONDE: CC= COM CICLONE, SC= SEM CICLONE, T0= 2009, T1= 2014.

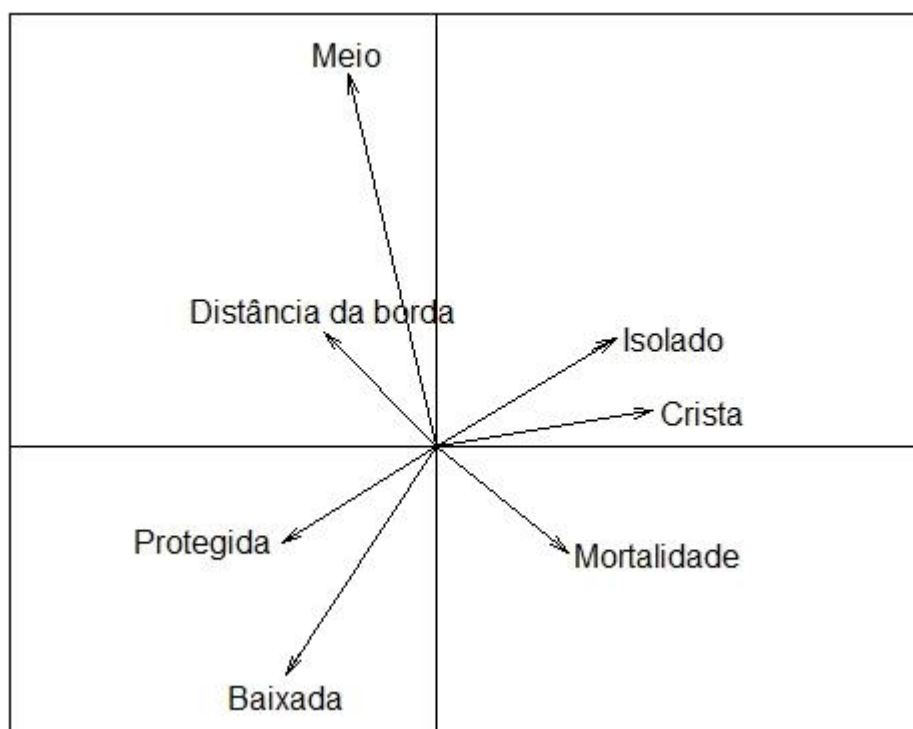


FONTE: O autor (2018).

3.3 VARIÁVEIS FÍSICAS (PARCELAS)

A mortalidade das árvores nas parcelas atingidas pelo ciclone está relacionada à exposição das parcelas na paisagem: ausência de morros com diferenças de altitudes maiores que 30 m em 500 m de raio, e parcelas localizadas em porções de crista (primeiro eixo explica 47% e o segundo eixo 24%) e inversamente à distância das parcelas até a borda dos fragmentos (5).

FIGURA 5. PCA HILL-SMITH COM A PORCENTAGEM DE MORTALIDADE DOS INDIVÍDUOS ARBÓREOS E VARIÁVEIS FÍSICAS NAS PARCELAS, SUBMETIDAS A PASSAGEM DO CICLONE.



Fonte: O autor (2018).

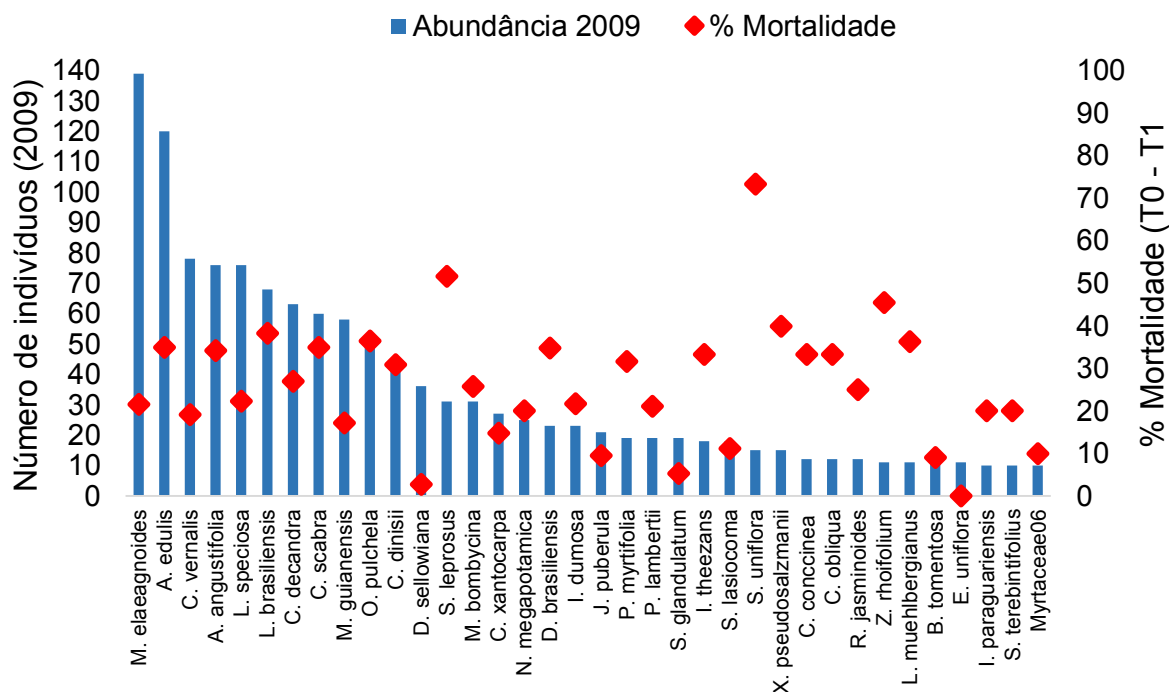
3.4 MORTALIDADE POR ESPÉCIE

A avaliação da mortalidade por espécie indicou que não houve mudanças na posição de importância após a passagem do ciclone (FIGURA 6). A posição das principais espécies em termos de valor de cobertura permaneceu inalterada, mesmo com a mortalidade superando 20% dos indivíduos. Padrão semelhante foi observado nas populações sem impacto do ciclone, onde a mortalidade no período de cinco anos não alterou as posições das espécies. Há relação entre o número de indivíduos de cada espécie em 2009 e a mortalidade de indivíduos em 2014 ($r^2 = 0,89$; $p < 0,001$), ou seja, em termos absolutos, quanto maior a abundância de cada espécie, maior sua mortalidade (FIGURA 7). A porcentagem de mortalidade de cada espécie (TABELA 1) não possui relação com a densidade da madeira ($p > 0,05$; FIGURA 8).

TABELA 1. RELAÇÃO DO VALOR DE COBERTURA DE CADA ESPÉCIE E % DE MORTALIDADE NAS PARCELAS COM E SEM PASSAGEM DO CICLONE. VCR REFERE-SE À POSIÇÃO DAS ESPÉCIES (DECRESCENTE) NO VALOR DE COBERTURA (DENSIDADE + DOMINÂNCIA) RELATIVO. % MORT É A PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS MORTOS NO PERÍODO T0 A T1. ESPÉCIES COM MAIS DE CINCO INDIVÍDUOS NO INVENTÁRIO DE 2009, T0= 2009, T1= 2014. ESPÉCIES EM ORDEM ALFABÉTICA.

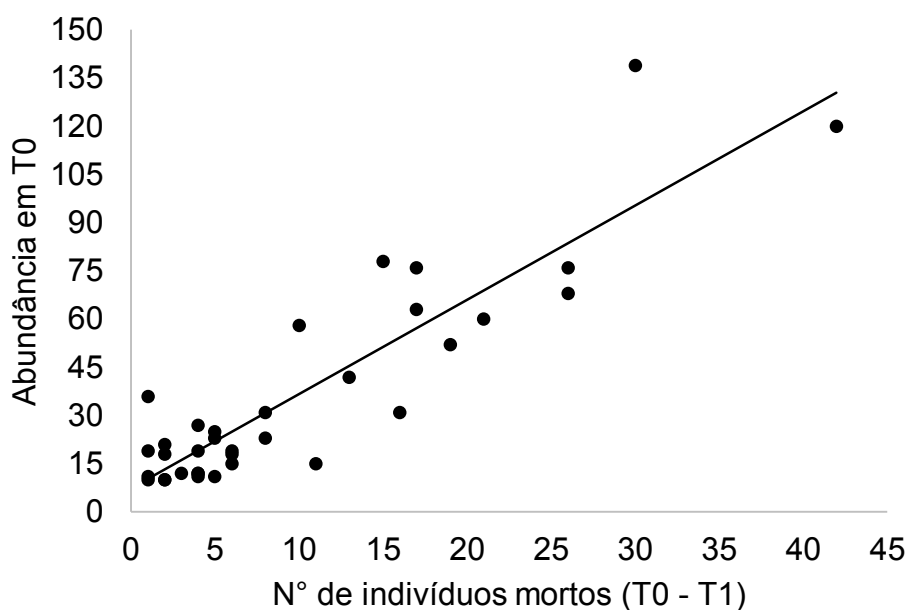
ESPÉCIE	COM CICLONE			SEM CICLONE		
	Posição VCR-T0	% Mort	Posição VCR-T1	Posição VCR-T0	% Mort	Posição VCR-T1
<i>Allophylus edulis</i>	5	36,7	5	13	15,7	17
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	34,2	1	5	5,0	7
<i>Banara tomentosa</i>	24	15,3	22	28	0	27
<i>Calypttranthes conccinea</i>	25	35,7	26	20	0	20
<i>Campomanesia xantocarpa</i>	10	13,3	10	19	0	19
<i>Casearia decandra</i>	8	26,9	9	14	13,6	14
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	11	31,8	12	18	0	16
<i>Clethra scabra</i>	7	32,3	7	12	11,1	12
<i>Cupania vernalis</i>	6	20,2	6	8	3,9	8
<i>Eugenia uniflora</i>	26	8,3	21	30	0	29
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	29	28,5	28	15	4,6	13
<i>Ilex dumosa</i>	13	22,2	14	16	20,0	18
<i>Ilex paraguariensis</i>	21	20,0	23	11	11,7	10
<i>Ilex theezans</i>	20	30,0	19	29	0	28
<i>Jacaranda puberula</i>	17	8,7	15	26	11,1	25
<i>Lamnonia ternata</i>	4	29,1	4	10	2,3	11
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	19	36,3	20	22	6,2	22
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	20,5	2	1	7,0	1
<i>Meliosma brasiliensis</i>	27	16,6	25	4	3,3	4
<i>Mimosa scabrella</i>	28	66,6	30	24	75	30
<i>Myrcia guianensis</i>	9	16,2	8	21	0	21
<i>Myrcia selloii</i>	31	0,0	31	31	0	31
<i>Myrciaria floribunda</i>	30	42,8	29	25	0	24
<i>Nectandra grandiflora</i>	14	14,2	16	7	5,4	6
<i>Ocotea pulchela</i>	3	34,5	3	9	6,5	9
<i>Prunus myrtifolia</i>	18	31,5	18	23	0	23
<i>Rudgea jasminoides</i>	23	25,0	24	6	4,4	5
<i>Sapium glandulatum</i>	12	5,2	11	17	5,5	15
<i>Sloanea lasiocoma</i>	15	10,5	13	2	1,8	2
<i>Styrax leprosus</i>	16	48,4	17	3	8,0	3
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	22	40,0	27	27	11,1	26

FIGURA 6. ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS ANTERIOR À PASSAGEM DO CICLONE (EIXO Y1), PORCENTAGEM DE MORTALIDADE (Y2). FORAM CONSIDERADAS ESPÉCIES COM ≥ 10 INDIVÍDUOS AMOSTRADOS EM 2009.



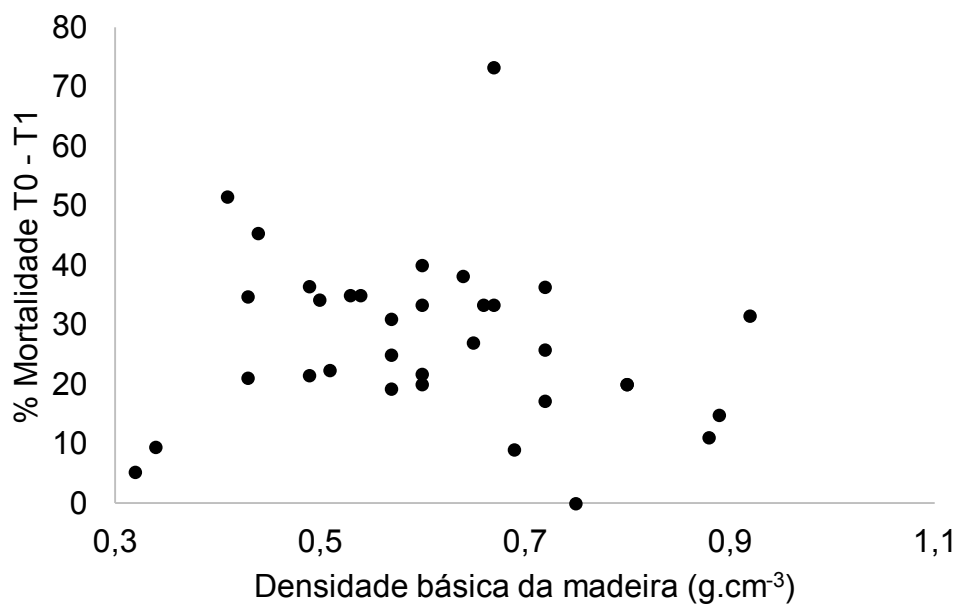
Fonte: O autor (2018).

FIGURA 7. RELAÇÃO ENTRE A ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS ANTERIOR A PASSAGEM DO CICLONE (2009) E ABUNDANCIA DE INDIVÍDUOS MORTOS EM 2014 (T0-T1). FORAM CONSIDERADAS ESPÉCIES COM ≥ 10 INDIVÍDUOS AMOSTRADOS EM 2009.



Fonte: O autor (2018).

FIGURA 8. RELAÇÃO DA PORCENTAGEM DA MORTALIDADE E DENSIDADE DA MADEIRA DE CADA ESPÉCIE. FORAM CONSIDERADAS ESPÉCIES COM ≥ 10 INDIVÍDUOS AMOSTRADOS EM 2009.



Fonte: O autor (2018).

4 DISCUSSÃO

As parcelas atingidas pela passagem do ciclone registraram elevada mortalidade das árvores. Ciclones podem ser altamente destrutivos e a maior densidade da madeira ou maior porte dos indivíduos não reduzem estes efeitos. Por outro lado, as variáveis relacionadas às características da paisagem, posição na vertente e distância da borda da floresta, além do grupo ecológico a que pertence, apresentaram diferenças na susceptibilidade aos ciclones.

A mortalidade de aproximadamente 30% causada pela passagem do ciclone, pela quebra de caules ou tombamento dos indivíduos, pode ser considerada alta. Regiões com ocorrência de grandes furacões na América Central registram de 1 a 3% de mortalidade (FRANGI; LUGO 1991; VAN BLOEM; LUGO; MURPHY, 2006; VANDECAR et al., 2011), poucos registram mortalidade próximas a 10% (WHIGHAM et al. 1991), mesmo que submetidas a ventos que ultrapassam 200 km.hora⁻¹ (VANDECAR et al., 2011). Diversos fatores podem influenciar as diferentes taxas de mortalidade, dependendo das características das espécies, da composição florística (EVERHAM; BROKAW, 1996) e características dos sítios em que estão estabelecidas (FRANKLIN et al., 2004).

Os resultados não apontaram nenhuma relação entre mortalidade e diâmetro dos indivíduos em decorrência do ciclone. Em regiões tropicais, a mortalidade está concentrada em indivíduos com diâmetros maiores (OSTERTAG; SILVER; LUGO, 2005; VANDERCAR et al., 2011) e a severidade dos danos é praticamente linear ao aumento da altura dos indivíduos (PUTZ et al., 1983; WALKER et al., 1992). Uma segunda característica é a bimodal (WEBB, 1989), nesse caso, ao cair, os indivíduos com maiores diâmetros (e altura) impactam diretamente (danos) naqueles de menor diâmetro.

A densidade da madeira é uma característica associada à resistência física da madeira e que pode resultar em maior ou menor grau de danos (WEBB et al., 2014). Assim, indivíduos com madeira de baixa densidade tendem a ser mais susceptíveis à quebra de troncos (SCALLEY et al., 2010; ZIMMERMAN et al., 1995; WEBB et al., 2014). Em florestas da América Central, a mortalidade é maior em espécies arbóreas de madeira com baixa densidade (0,3 g/cm³). Espécies pioneiras podem ser mais susceptíveis, em determinadas situações, por apresentarem crescimento mais rápido e menor densidade da madeira (WEBB, 1989; SCALLEY et al., 2010; VANDECAR et

al., 2011; WEBB et al., 2014). Espécies arbóreas com madeira de menor densidade possuem menor resistência mecânica e menor possibilidade de elasticidade quando comparadas a espécies com altas densidades (LOBÃO et al., 2004), pois estas possuem células de paredes mais espessas (OLIVEIRA; TOMAZELLO FILHO; FIEDLER, 2010), conferindo-lhes maior resistência à quebra dos troncos. Nesse sentido, seria esperado maior mortalidade nas espécies pioneiras, mas não foi o que se registrou no presente trabalho.

A configuração da paisagem pode interferir na magnitude dos danos: porções mais elevadas, principalmente em morros isolados, oferecem pouca resistência a ventos e apresentaram maior mortalidade (FRANKLIN et al. 2004; XI, 2015). Verificou-se que em parcelas localizadas em porções superiores de morros, mas que num contexto regional estavam em patamares inferiores em relação a outras elevações, apresentaram menor mortalidade, por estarem mais protegidas da ação direta e da intensidade dos ventos.

A relação significativa entre mortalidade e distância da borda indica que pequenos fragmentos ou aqueles de forma alongada, com maior relação área/borda podem ser mais susceptíveis aos danos causados por ciclones. A mortalidade de árvores em fragmentos da Amazônia é superior em áreas de borda (até 300 metros), quando comparada com áreas de interior, principalmente por quebra do tronco ou desenraizamento dos indivíduos (LAURANCE et al., 1998; LAURANCE et al., 2000). É possível que o conjunto das copas das árvores ao longo do gradiente borda-interior possa aumentar a resistência à passagem do ciclone. Como a fragmentação na região de estudo é intensa, já que 95% do total dos fragmentos possuem menos de 50 hectares (ALARCON et al., 2011), grande parte desses fragmentos tornam-se susceptíveis aos danos causados por fortes ventos.

Na região, a espécie típica e caracterizadora da fitofisionomia florestal predominante é a araucária, uma conífera com baixa relação diâmetro-altura e elevada projeção de copa, características estas que poderiam incluí-la como espécie susceptível ao quebramento de caules (RICH; FRELICH; REICH, 2007; VALINGER; FRIDMAN, 2011). Porém, a araucária se manteve na mesma posição após a passagem do ciclone. Assim, mesmo apresentando mortalidade próxima de 35% dos indivíduos, ela permaneceu como a espécie com maior valor cobertura, indicando que não foi uma das espécies mais susceptíveis aos ventos.

As espécies arbóreas que compõem a Floresta com Araucária parecem não possuir quaisquer adaptações a passagem de ciclones, considerando que, à exceção do grupo ecológico, nenhuma das demais variáveis bióticas ofereceu resistência ou menor susceptibilidade. Espécies florestais de algumas regiões tropicais têm desenvolvido mecanismos para enfrentamento de tais eventos, a exemplo das palmeiras na América Central, onde há o registro de uma adaptabilidade fenotípica para resistir a eventos extremos, recorrentes na região (GRIFFITH et al., 2008).

5 CONCLUSÕES

A avaliação da mortalidade de árvores em regiões de Floresta Ombrófila Mista impactadas por um ciclone extratropical permitiu concluir que maiores densidades da madeira e porte dos indivíduos não contribuíram para resistência à passagem dos ventos. O grupo ecológico é um fator adicional de preocupação, já que espécies não-pioneiras foram mais danificadas que as pioneiras. Variáveis relacionadas à característica da paisagem como proximidade da borda e posição superior do terreno são os mais susceptíveis aos efeitos de ciclones, com maior mortalidade dos indivíduos. Intensos impactos nas espécies com diferentes estratégias, características da madeira, porte, aliada a intensa vulnerabilidade de pequenos fragmentos (uma realidade para a Floresta com Araucária), faz com que os efeitos desses eventos sejam cada vez mais preocupantes.

REFERÊNCIAS

- ALARCON, G.G.; DA-RÉ, M.A.; FUKAHORI, S.T.I.; ZANELLA, L.R. Fragmentação da Floresta com Araucária e ecossistemas associados no Corredor Ecológico Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 24, n. 3, p. 25-38, 2011.
- ALEXANDER, J.M.; DIEZ, J.M.; LEVINE, J.M. Novel competitors shape species' responses to climate change. **Nature**, v. 525, p. 515–518, 2015.
- BECKERT, S.M.; ROSOT, M.A. D.; ROSOT, N.C. Crescimento e dinâmica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 209-218, 2014.
- BURSLEM, D.F.R.P.; WHITMORE, T.C.; BROWN, G. Short-term effects of cyclone impact and long-term recovery of tropical rain forest on Kolombangara, Solomon Islands. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 1063-1078, 2010.
- CAVALCANTI, I.F.A.; FERREIRA, M.; ASSUNÇÃO, F. DA S.D.; GERTRUDES, A.; SILVA, J. **Tempo e Clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, 182p.
- CHAVE, J.; COOMES D.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, p. 351-366, 2009.
- DRAY, S.; DUFOUR, A.B.; CHESSEL D. The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. **R News**, v. 7, p. 47-52, 2007.
- DUARTE, L.D.S.; BERGAMIN, R.S.; MARCILIO-SILVA, V.; SEGER, G.D.D.S.; MARQUES, M.C.M. Phylobetadiversity among Forest Types in the Brazilian Atlantic Forest Complex. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. 1-10, 2014.
- EMANUEL, K. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. **Nature**, v. 436, p. 686-688, 2005.
- EVERHAM, E.M.; BROKAW N.V.L. Forest damage and recovery from catastrophic wind. **Botanical Review**, v. 62, p. 113-185, 1996.
- FOSTER, D.R. Species and stand response to catastrophic wind in central New England, U.S.A. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 135-151, 1988.
- FOSTER, D.R.; BOOSE, E.R. Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA. **Journal of Ecology**, v. 80, p. 79-98, 1992.
- FRANGI, J.L.; LUGO A.E. Hurricane damage to a flood-plain forest in the Luquillo mountains of Puerto-Rico. **Biotropica**, v. 23, p.324-335, 1991.
- FRANKLIN, J.; DRAKE, D.R.; MCCONKEY, K.R.; TONGA, F.; SMITH, L.M. The effects of cyclone Waka on the structure of lowland tropical rain forest in Vava'u, Tonga. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, p. 4, 409-420, 2004.

GOLDENBERG, S.B.; LANDSEA, C.W.; MESTAS-NUNEZ, A.M.; GRAY, W.M. The recent increase in Atlantic hurricane activity: causes and implications. **Science**, v. 293, p. 474-479, 2001.

GRIFFITH, M.P.; NOBLICK, L.R.; DOWE, J.L.; HUSBY, C.E.; CALONJE, M.A. 2008. Cyclone tolerance in New World Arecaceae: biogeographic variation and abiotic natural selection. **Annals of Botany**, v. 102, n. 4, p. 591-598, 2008.

HIBBS, D.E. 1983. Forty Years of Forest Succession in Central New England. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1394-1401, 1983.

HILL, M.; SMITH, A.J.E. Principal component analysis of taxonomic data with multistate discrete characters. **Taxon**, v. 25, p. 249-255, 1976.

IPCC. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker, T. F. et al. (Ed.). **Contribution of working group 1 to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. Disponível em: <<https://goo.gl/jZrVAj>>. Acesso em: 10 jun. 2017.

KERSTEN, R.A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P.V.; FELFILI, J.M.; MELO, M.M.R.; ANDRADE, L.A.; MEIRA-NETO, J.A.A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos, V2**. Editora UFV, Viçosa, p. 156-182, 2015.

KHARIN, V.V.; ZWIERS, F.W.; ZHANG, X.; WEHNER, M. Changes in temperature and precipitation extremes in the CMIP5 ensemble. **Climatic Change**, v. 119, p. 345-357, 2013.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.G.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p. 460-464, 1998.

LAURANCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L.; LOVEJOY, T.E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836, 2000.

LIEBSCH, D.; MAÇANEIRO, J.P.; MARCON, A.K.; GALVÃO, F. Influência de impactos antrópicos em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 87, p. 277-287, 2016.

LIMA, E.G.; LOREDO-SOUZA, A.M. Análise da ocorrência de downbursts no Brasil. **Ciência e Natura**, v. 37, p. 32-38, 2015.

LOBÃO, M.S.; LÚCIA, R.M.D.; MOREIRA, M.S.S.; GOMES, A. Caracterização das propriedades físicas-mecânicas da madeira de eucalipto com diferentes densidades. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 889-894, 2004

LUGO, A.E. Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. **Austral Ecology**, v. 33, p. 368-398, 2008.

MARCELINO, I.P.V.O.; HERRMANN, M.L.P.; FERREIRA, N.J. The Occurrence of Tornadoes in Santa Catarina State, Brazil. **Boletim da Sociedade Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n.1, 2009.

MULLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley and Sons, 547p. 1974.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? **Rodriguésia**, v. 60, n. 2, p. 237-258, 2009.

OLIVEIRA, J.T.S; FILHO, M.T.; FIEDLER, N.C. Avaliação da retratibilidade da madeira de sete espécies de Eucalyptus; **Revista Árvore**, v. 34, n.5, p.929-936, 2010.

OSTERTAG, R.; SILVER, W.L.; LUGO, A.E. Factors affecting mortality and resistance to damage following hurricanes in a rehabilitated subtropical moist forest. **Biotropica**, v. 37, p.16-24, 2005.

PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K. Short-term response of secondary forests to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 199, p. 379-393, 2004.

PUTZ, F.E.; COLEY, P.D.; LU, K.; MONTALVO, A.; AIELLO, A. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 13, n. 5, p. 1011-1020, 1983.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2010.

REZENDE, V.L.; EISENLOHR, P.V.; VIBRANS, A.C.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Humidity, low temperature extremes, and space influence floristic variation across an insightful gradient in the Subtropical Atlantic Forest. **Plant Ecology**, v. 216, p. 759-774, 2015.

RICH, R.L.; FRELICH, L.E.; REICH, P.B. Wind-throw mortality in the southern boreal forest: effects of species, diameter and stand age. **Journal Ecology**, v. 95, p. 1261-1273, 2007.

SANTOS, R.; ELIAS, G.A.; MARTINS, H.B.; PADILHA, P.T.; SOUZA, J.C.; CITADINI-ZANETTE, V. O Furacão Catarina e a floresta ombrófila mista no Parque Nacional de Aparados da Serra, sul do Brasil. **Geosul**, v. 30, n. 60, p. 109-124, 2015b.

SCALLEY, T.H.; SCATENA, F.N.; LUGO, A.E.; MOYA, S.; ESTRADA, C.R. Changes in structure, composition, and nutrients during 15 years of hurricane-induced succession in a subtropical wet forest in Puerto Rico. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 455-463, 2010.

SUMMERFIELD, M.A. **Global Geomorphology**. John Wiley & Sons, New York, 1991, 537p.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TURNER, M.G.; BAKER, W.L.; PETERSON, C.J.; PEET, R.K. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. **Ecosystems**, v. 1, n. 6, p. 511-523, 1998.

VAN BLOEM, S. J., A. E. LUGO, AND P. G. MURPHY. Structural response of Caribbean dry forests to hurricane winds: A case study from Guanica Forest, Puerto Rico. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 517-523, 2006.

VANDERCAR, K.L.; LAWRENCE, D.; RICHARDS, D.; SCHNEIDER, L.; ROGAN, J.; SCHMOOK, B.; WILBUR, H. High Mortality for Rare Species Following Hurricane Disturbance in the Southern Yucatán. **Biotropica**, v. 43, n. 6, p. 676-684, 2011.

VALINGER, E.; FRIDMAN, J. Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 398-403, 2011.

VANDERMEER, J.; CERDA, I.G.; BOUCHER, D.; PERFECTO, I.; RUIZ, J. Hurricane Disturbance and Tropical Tree Species Diversity. **Science**, v. 290, n. 5492, p. 788-791, 2000.

VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.; SCHORN, L.A.; SOBRAL, M.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V.; BROGNI, E.; KLEMM, G.; GODOY, M.B.; VERDI, M. Structure of Mixed Ombrophylous Forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 59, p. 1371-1387, 2011.

WEBB, S.L. Contrasting windstorm consequences in two forests, Itasca State Park, Minnesota. **Ecology**, v. 70, p. 1167-1180, 1989.

WALKER, L.R.; VOLTZOW, J.; ACKERMAN, J.D.; FERNANDEZ, D.S.; FETCHER, N. Immediate impact of Hurricane Hugo on a Puerto Rican rain forest. **Ecology**, v. 73, p. 691-694, 1992.

WEBB, E.; BULT, M.V.; FA'AUMU, S.; WEBB, R.C.; TUALAULELEI, A.; CARRASO, L.R. Factors Affecting Tropical Tree Damage and Survival after Catastrophic Wind Disturbance. **Biotropica**, v. 46, n. 1, p. 32-41, 2014.

WEBSTER, P.G.; HOLLAND, G.J.; CURRY, J.A.; CHANG, H.R. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. **Science** v. 309, n. 5742, p. 1844-1846, 2005.

WHIGHAM, D. F.; OLMSTED, I.; CANO, E.C.; HARMON, M.E. The impact of hurricane Gilbert on trees, litterfall, and woody debris in a tropical forest in the northeastern Yucatan Peninsula. **Biotropica**, v. 23, p. 434-441, 1991.

XI, W. Synergistic effects of tropical cyclones on forest ecosystems: a global synthesis. **Journal of Forestry Research**, v. 26, n. 1, p. 1-21, 2015.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**, 5 ed. New Jersey: Upper Saddle River, 2010, 944p.

ZIMMERMAN, J.K.; AIDE, T.; ROSARIO, M.; SERRANO, M.; HERRERA L. Effects of land management and a recent hurricane on forest structure and composition in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 77, p. 65-76, 1995.

APÊNDICE 1

Abundância e mortalidade para cada espécie amostrada em parcelas de Floresta com Araucária do Sul do Brasil atingidas ou não por um ciclone em 2009 e dos indivíduos mortos (Mort) no período. Onde: CC= com ciclone, SC= sem ciclone, ABU= abundância, T0= 2009, T1= 2014, T0-T1= período de tempo compreendido entre 2009 e 2014.

Família	Espécie	CC		SC	
		ABU T0	Mort T0-T1	ABU T0	Mort T0-T1
Adoxaceae	<i>Sambucus australis</i> Cham. & Schltdl.	1		1	
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	68	31	2	
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	10	3		
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	4	1	14	2
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyricollum</i> Müll.Arg.	5	1		
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	23	6	20	4
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	10	2	50	6
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	18	6	6	
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	76	26	20	1
Asteraceae	<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M.Barroso	1	1		
	<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	1	1		
	<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera			19	4
	<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sanch			1	
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	1	1	5	1
	<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	1	1		
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	3	1	5	3
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	21	2	8	1
Bignoniaceae	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	42	14	28	
Canellaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	2	1		
Cardiopteridaceae	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	3	1		
Celastraceae	<i>Maytenus glaucescens</i> Reissek	6		3	1
	<i>Maytenus schumanniana</i> Loes.			6	1
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	60	21	33	4
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	76	28	27	1
	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	9	5	1	
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	36	1	80	
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea lasiocoma</i> K.Schum.	18	2	53	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	3			
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	7	2	39	2
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	19	1	18	1
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.			8	
Fabaceae	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	11	4	16	1
	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	4	1	5	2
	<i>Inga striata</i> Benth.	2	1	3	
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	6	4	8	6
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	3	1	1	
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	7	1	54	3
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	8	2	1	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	25	6	4	
	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	3	2	57	2
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	2		2	1
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	52	19	39	3
	<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	7	1	1	
Laxmanniaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	1		2	
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	2	3		

Família	Espécie	CC		SC	
		ABU T0	Mort T0-T1	ABU T0	Mort T0-T1
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2	1		
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	3			
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	1			
Myrtaceae	<i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret	4	2		
	<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	12	5	29	
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg			1	
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	27	4	17	
	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	1		10	1
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	1		10	1
	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	3		10	
	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	0		11	1
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	11	1	6	
	<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	1		1	
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	3		9	4
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg			14	1
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	58	12	25	
	<i>Myrcia oblongata</i> DC.	31	8		
	<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	2		2	
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand) D.Legrand	5	1		
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	1			
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	6	2		
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	7	3	13	
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	2	1		
	<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand			14	3
	Myrtaceae indeterminada 01			2	
	Myrtaceae indeterminada 02			1	1
	Myrtaceae indeterminada 03	1			
	Myrtaceae indeterminada 04	10	2	81	4
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	19	7		
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	3	1	1	
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.			5	
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	3			
Quillajaceae	<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	1			
Rhamnaceae	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	3		3	
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	19	6	10	
Rubiaceae	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze			2	
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	12	3	88	4
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp	1			
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	11	5		
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	6	1	28	1
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos	11	2	5	
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	63	17	43	6
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	12	4		
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	15	6	8	1
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	120	50	35	6
	<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	1		2	
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	78	16	66	3
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	139	30	153	14
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	1		3	1
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	2	1	3	
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	31	16	77	7

Família	Espécie	CC		SC	
		ABU T0	Mort T0-T1	ABU T0	Mort T0-T1
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	9	3		
	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	15	12	1	
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.			1	
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	23	8	1	1
	Indeterminada 01 - 198	4	2		
	Indeterminada 02 - 708	1	1		
	Indeterminada 03 - 2482	1			
	Indeterminada 04 - 2654			3	
	Indeterminada 05 - 1956			2	2
	Indeterminada 06 - 1719			2	
	Indeterminada 07 - 1499			1	
	Indeterminada 08 - 2163			1	
	Indeterminada 09 - 2229			1	
	Indeterminada 10 - 2237			1	
	Indeterminada 11 - 2278			1	
	Indeterminada 12 - 2564			1	
	Indeterminada 13 - 2645			1	
	Indeterminada 14 - 2727			1	
	Indeterminada 15 - 2755			1	
	Indeterminada 16 - 2820			1	

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DE UM CICLONE EXTRATROPICAL E SUPERDOMINÂNCIA DE TAQUARAS SOBRE A DINÂMICA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA SUBTROPICAL

RESUMO

Com a intensificação do aquecimento global, a ocorrência de eventos naturais de médias e grandes proporções é cada vez mais comum em regiões subtropicais, com impactos sobre a estrutura de comunidades vegetais. Nesse estudo, avaliou-se os efeitos isolados e combinados da ocorrência de um ciclone extratropical e da superdominância de uma espécie nativa de taquara (*Merostachys skvortzovii* Send.) sobre a composição florística, a diversidade, as taxas demográficas e o incremento de árvores em fragmentos de Floresta Atlântica no Sul do Brasil. Foram amostradas, em 2009 (T0) 116 parcelas de 10 x 20 m, sendo remedidas em 2014 (T1) e 2016 (T2). 56 parcelas foram atingidas por um ciclone extratropical em 2009 e outras 60 que não foram diretamente atingidas por esse evento. Metade das parcelas de cada grupo era recoberta por densos agrupamentos de taquaras como resultado de ações antrópicas pretéritas e que poderiam limitar a regeneração natural. Foi observado um aumento da riqueza (apesar da redução da diversidade de Shannon) da primeira (T0) para as demais avaliações (T1 e T2) nas áreas atingidas pelo ciclone quando comparadas àquelas sem influência direta do mesmo. A ocorrência de ciclone afetou positivamente a riqueza, as taxas de recrutamento e de *turnover*, bem como o incremento em área basal; e afetou negativamente a mortalidade e a diversidade de Shannon. Nas áreas com ciclone, o incremento em diâmetro dos indivíduos sobreviventes foi superior aos das áreas não atingidas pelo evento. Já a cobertura de taquaras não afetou a riqueza ou as taxas demográficas. Impactos naturais dessa natureza podem desencadear alterações significativas na velocidade das taxas demográficas, permitindo a entrada de espécies e influenciando os processos demográficos.

Palavras-chave: Taxas demográficas. Distúrbios por ventos. Tempestade tropical. Estrutura de comunidades.

1 INTRODUÇÃO

Ao longo da sua existência, florestas tropicais são submetidas a intensos distúrbios naturais, tais como furacões, tufões, ciclones, tempestades tropicais, vendavais e *downbursts* (micro explosões) que podem variar em extensão e frequência (TURNER et al., 1998; GOLDENBERG et al., 2001; CHAZDON, 2003; PASCARELLA; AIDE; ZIMMERMAN, 2004; SCALLEY et al., 2010; XI, 2015). Os impactos desses eventos podem resultar em efeitos imediatos nas comunidades de plantas, como a queda de folhas, galhos e troncos, abertura do dossel, morte de indivíduos, perda de biomassa, mudanças no solo e no microclima etc. (WALKER et al., 1992; VANDERMEER et al., 2000; PASCARELLA; AIDE; ZIMMERMAN, 2004; OSTERTAG; SILVER; LUGO, 2005; WEBB et al., 2014), com consequências que podem perdurar por décadas ou até séculos (FOSTER; KNIGHT; FRANKLIN, 1988; BURSLEM; WHITMORE; BROWN, 2000).

Em regiões mais distantes dos trópicos, esses fenômenos são mais raros, com menor intensidade e muitas vezes são registrados como tempestades subtropicais (XI, 2015). Na região Sul do Brasil, eventos de clima extremo de grandes proporções são atípicos e com pouco poder de predição (LIMA; LOREDO-SOUZA, 2015). No entanto, como consequência do aquecimento global, sua frequência tem aumentado significativamente nas últimas décadas (LIMA; LOREDO-SOUZA, 2015). Por esse motivo, avaliações a respeito dos efeitos sobre taxas demográficas são inexistentes nestas situações, com avaliações com enfoque apenas na mortalidade (BECKERT; ROSOT; ROSOT, 2014; SANTOS et al., 2015b).

Distúrbios naturais ajudam a explicar, em parte, a grande biodiversidade encontrada em ambientes tropicais, pois favorecem a coexistência de espécies com diferentes exigências ecológicas (CONNELL, 1978; CONNELL; LOWMAN, 1989; BONGERS et al., 2009). Dentro desse contexto, a Hipótese dos Distúrbios Intermediários – HDI (CONNELL, 1978) sugere que a diversidade de espécies arbóreas possa ser aumentada por distúrbios que, atuando sobre a densidade populacional, permitam a ocorrência de maior número de espécies sem que a competição leve à exclusão de uma delas. Assim, as perturbações com frequência e intensidade moderadas poderiam promover um aumento considerável na heterogeneidade ambiental e permitir, por exemplo, a coexistência de espécies

pioneiras com aquelas tolerantes à sombra (SCALLEY et al., 2010; WEBB et al., 2014), gerando uma alta diversidade de espécies (CONNELL, 1978).

Entender as interações entre impactos naturais e antrópicos é fundamental para a avaliação da dinâmica em florestas secundárias (PASCARELLA; AIDE; ZIMMERMAN, 2004). A velocidade e a intensidade em que ocorrem as mudanças na vegetação dependem do estado de conservação dos fragmentos, da fragmentação dos habitats, da intensidade dos distúrbios, dos tipos de solos e substratos e, ainda, da integração de vários desses fatores (WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; MARQUES et al., 2009; HIGUCHI et al., 2014; ROITMAN et al., 2016; GROSS et al., 2018).

A ocorrência de distúrbios antrópicos em fragmentos florestais, tais como o corte seletivo e a abertura de estradas, propicia a formação de densas populações de taquaras (gênero *Merostachys*) nativas (CAMPANELLO et al., 2009; MONTTI; CAMPANELLO; GOLDSTEIN, 2011; AMARAL et al., 2013), passando a se comportar como superdominantes (MATTOS; PIVELLO, 2009). Com isso, ocorre uma intensa competição entre populações de taquaras e espécies arbóreas regenerantes (GUILHERME et al., 2004; SANQUETTA et al., 2007; DALLA CORTE et al., 2007; MONTTI; CAMPANELLO; GOLSTEIN, 2011). Nesse caso, populações de taquaras poderiam funcionar como filtros biológicos, inibindo a sucessão secundária (SANQUETTA, 2007; GEORGE; BAZZAZ, 1999; XI, 2015).

As taxas demográficas em florestas submetidas a grandes impactos são determinadas por uma complexa rede de interações entre fatores locais, históricos, paisagem e história de vida das espécies (PICKETT et al., 1989; URIARTE ET al., 2016). Estudos das modificações nessas taxas são fundamentais para o entendimento dos processos ecológicos e temporais de comunidades vegetais (HENRIQUES; HAY, 2002). Eventos de mortalidade de árvores têm sido avaliada em diversos tipos de florestas (p. ex. OSTERTAG; SILVER; LUGO, 2005; WEBB et al., 2014; XI, 2015), assim como, as implicações do aproveitamento comercial da madeira derrubada por ciclones nas taxas de ingresso (LINDENMAYER; NOSS, 2006; KLEINMAN; FORD; HART, 2017). Esses processos são muito influenciados por filtros (físicos ou biológicos), que podem comprometer significativamente o estabelecimento e o desenvolvimento de comunidades vegetais (NORDEN et al., 2015).

Dentre as florestas neotropicais destaca-se a Floresta Atlântica, um dos *hotspots* para a conservação da biodiversidade (MYERS, 2000). Entre as diversas

tipologias do Bioma Mata Atlântica, está a Floresta com Araucária (Floresta Ombrófila Mista - FOM), que ocupa predominantemente as regiões dos planaltos sulinos, além de Misiones, na Argentina, e Alto Paraná, no Paraguai (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015). A FOM ocorre sob influência de clima temperado, com altos índices pluviométricos e estreita relação com baixas temperaturas, inclusive com ocorrência de geadas frequentes, que limitam a expansão geográfica de muitas espécies (DUARTE et al., 2014; KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015; REZENDE et al., 2015). Dados recentes indicam a presença de 925 a 946 espécies de espermatófitas nesta tipologia (GASPER et al., 2013; DUARTE et al., 2014). Estima-se que a FOM possua apenas 12,3% de cobertura remanescente (RIBEIRO et al., 2009), em sua maioria, representada por fragmentos menores de 50 ha (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013).

Neste trabalho avaliou-se os efeitos isolados e combinados de um evento natural de grandes proporções (ciclone extratropical) e a superdominância de uma espécie de taquara em fragmentos de FOM. Procurou-se responder às seguintes perguntas: 1) A passagem do ciclone proporciona um aumento da riqueza e diversidade florística? 2) A passagem do ciclone e a presença de taquaras provocam efeitos significativos nas taxas demográficas? e, 3) A passagem do ciclone e a presença de populações de taquaras influenciam o incremento em diâmetro dos indivíduos sobreviventes?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREAS DE ESTUDOS

O trabalho foi desenvolvido em fragmentos florestais localizados na região Oeste de Santa Catarina (Municípios de Vargem Bonita e Irani), Sul do Brasil, localizadas entre 26°50' e 27°02' S e 51°45' e 51°57' W, em altitudes que variam de 1.000 a 1.100 m s.n.m. (FIGURA 9). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfb. A umidade relativa do ar varia entre 76-80% e a precipitação média anual é de 1.815 mm, bem distribuída ao longo do ano. A temperatura média anual é de 17°C, com ocorrência de geadas no período do inverno. A geologia da região enquadra-se na formação Serra Geral, que é constituída por rochas vulcânicas basálticas, onde predominam três tipos de solos: Cambissolo, Nitossolo e Latossolo.

A região é composta, predominantemente, por mosaicos de FOM entremeados por plantios florestais de *Pinus* spp. e de *Eucalyptus* spp., além de áreas agrícolas e pastagens. Localmente, os remanescentes florestais (33% da área) foram submetidos ao corte seletivo de espécies arbóreas com elevado valor econômico (CAMPANELLO et al., 2009), com destaque para araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze) e imbuia (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso) (LIEBSCH et al., 2016). Por conta da exploração madeireira, em partes dessa região, as populações de taquaras formaram densos agrupamentos, com menor ou maior abundância.

Na área de estudo, as populações de *Merostachys skvortzovii* Sendulsky, conhecida vulgarmente como taquara-lixá, são comuns e abundantes. Esta espécie é nativa e apresenta distribuição nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (LIEBSCH; REGINATO, 2009). Originalmente ocupava clareiras naturais e ficava restrita a pequenas manchas isoladas, porém, com a abertura de clareiras após o corte seletivo e a fragmentação, formaram-se densos agrupamentos (MÄHLER JUNIOR; LAROCCA, 2009; CAMPANELLO et al., 2009). Nesta paisagem, três fragmentos foram escolhidos para o estudo (FIGURA 9), os quais foram explorados até 1980 e depois abandonados. Em todos eles, *M. skvortzovii* invadiu parcialmente a floresta. Em 2003 e 2006 as populações dessa espécie tiveram mortalidade completa das touceiras, após a floração e frutificação (LIEBSCH; REGINATO, 2009). No entanto, novas populações dessa espécie, provenientes das

sementes depositadas no solo, estabeleceram-se nos 2-3 anos seguintes (SANTOS; BUDKE; MULLER, 2012).

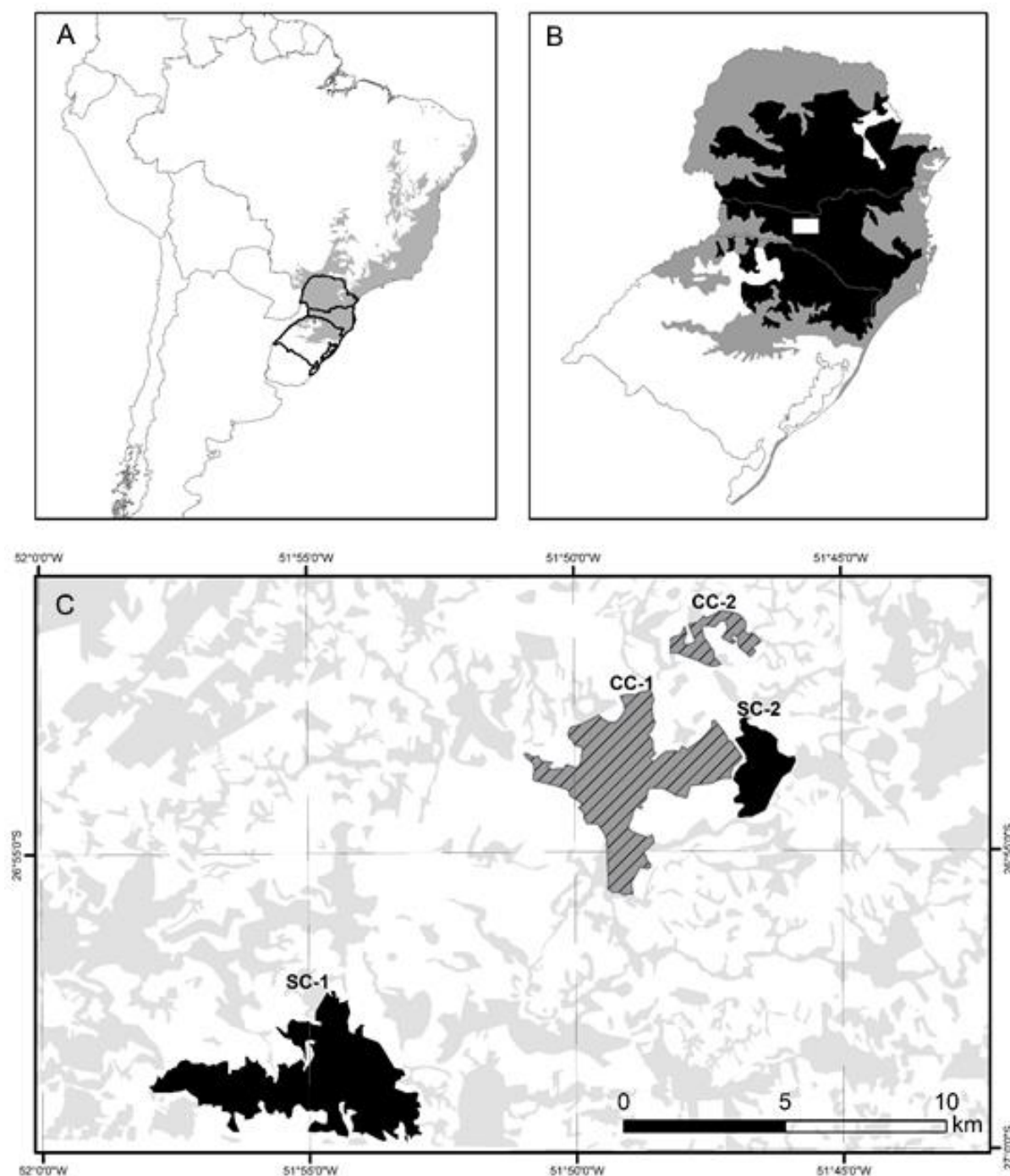
Em 8 de setembro de 2009, parte da área de estudo foi atingida por um ciclone extratropical de grande intensidade, com intensa precipitação e ventos entre 80 a 100 km/h. Este evento criou um mosaico de áreas com e sem efeitos de ciclone e presença ou não de taquaras. O fragmento 1, não atingido pelo ciclone, possui aproximadamente 1500 hectares (FIGURA 9) e está 10 km distante dos demais fragmentos. Os fragmentos 2 e 3 são partes de um mesmo bloco com 1700 hectares, porém, uma porção foi atingida pelo ciclone (2) e outra porção não o foi (3). O terceiro fragmento possui 200 hectares, e foi totalmente afetado pela passagem do ciclone (4).

2.2 DESENHO AMOSTRAL

Nos três fragmentos, entre janeiro e julho de 2009 (T0) foram instaladas 116 parcelas de 200 m², totalizando 2,32 hectares, onde foram registradas a presença (CT) ou ausência (ST) de populações de taquaras da espécie *M. skvortzovii*. Com a ocorrência do ciclone, metade das parcelas foram diretamente atingidas pelo ciclone (CC) e as demais permaneceram sem os efeitos do ciclone (SC). Assim, o desenho amostral incluiu quatro tratamentos que combinam estas condições: CC_CT (total 28 parcelas), CC_ST (28), SC_CT (29) e SC_ST (31).

Em 2009 (T0), antes da passagem do ciclone, todas as árvores com dap $\geq 4,8$ cm foram amostradas, identificadas e tiveram o seu dap medido. Em agosto de 2014 (T1) e em setembro de 2016 (T2), respectivamente cinco e sete anos após a passagem do ciclone, as mesmas parcelas foram novamente amostradas. Novos indivíduos foram tratados como recrutados e os indivíduos mortos em pé ou caídos, ou que não foram encontradas em levantamentos subsequentes foram considerados mortos (MARQUES et al., 2009). O fator “fragmento” co-variou com os dois primeiros fatores e, por este motivo, não foi considerado nas análises.

FIGURA 9. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. (A) BIOMA MATA ATLÂNTICA (CINZA), (B) REGIÃO SUL COM DISTRIBUIÇÃO DA FLORESTA COM ARAUCÁRIA (PRETO) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, COM DESTAQUE PARA A REGIÃO DE ESTUDO (BRANCO), (C) FRAGMENTOS ESTUDADOS, SEM PASSAGEM DO CICLONE (EM PRETO; ÁREAS SC-1 E SC-2) E COM CICLONE (HACHURADO; ÁREAS CC-1 E CC-2). ÁREAS EM CINZA SÃO FRAGMENTOS FLORESTAIS E ÁREAS EM BRANCO SÃO DESFLORESTADAS OU PLANTIOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS.



Fonte: O autor (2018).

2.3 TAXAS DEMOGRÁFICAS

Foram calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento, perda de área basal, ganho de área basal, *turnover* de indivíduos para as parcelas nos dois períodos avaliados, T0-T1 (2009-2014) e T1-T2 (2014-2016). Para tanto, foram utilizadas as equações de Sheil; Jennings; Savill (2000) para Mortalidade (M), que se refere a indivíduos encontrados mortos ou que não foram mais encontrados em T1 ou T2, R= Recrutamento (R), que se refere aos indivíduos amostrados em T1 e T2 e que não haviam sido registrados nas avaliações anteriores, e *Turnover* (T), que equivale a média entre mortalidade e recrutamento, e equações de Phillips; Dudik; Schapire (2004): Perda de Área Basal (PAB), que equivale à perda de área basal causada pela morte de indivíduos, e Ganho de Área Basal (GAB), dado pelo incremento diamétrico de indivíduos e pela área basal dos ingressantes. Assim:

$$M = 1 - (NS/N_0)^{1/t} \quad (1)$$

$$R = 1 - (NR/N_t)^{1/t} \quad (2)$$

$$TN = (M + R)/2 \quad (3)$$

$$PAB = 1 - (ABS/AB_0)^{1/t} \quad (4)$$

$$GAB = 1 - \left[1 - (ABR + ABINC)/AB_t \right]^{1/t} \quad (5)$$

onde:

t= tempo em anos entre as duas amostragens;

N₀= número de indivíduos em T0;

N_t= número de indivíduos no tempo T1 ou T2;

NS= número de indivíduos sobreviventes;

NR= número de indivíduos recrutados;

AB₀= área basal em t₀;

AB_t= área basal em T1 ou T2;

ABS= área basal das sobreviventes (i.e. AB₀ – AB das mortas e o decréscimo nas áreas basais das sobreviventes);

ABR= área basal dos recruta;

ABINC= incremento em área basal das sobreviventes.

Para um sub-grupo das 10 espécies mais abundantes e comuns a todos os tratamentos foi calculado o incremento periódico anual em diâmetro (SCHAAF et al., 2005). Para essa análise foram utilizados 520 indivíduos, 20% do total, sendo CC_CT= 102, CC_ST= 172, SC_CT= 108 e SC_ST= 138 indivíduos.

2.4 ANÁLISES

Foi calculado o Índice de Diversidade Shannon para os quatro tratamentos para os três anos (T0, T1 e T2) (MAGURRAN, 2004). As médias das taxas demográficas foram comparados por meio de Anova Fatorial, levando-se em conta os fatores ciclone (CC ou SC) e taquaras (CT ou ST) e confirmação (pos hoc) com test de Tukey (95%). Para o incremento periódico anual (IPA), foi realizada uma análise de variância entre a média do IPA para cada tratamento e período (ZAR, 2010) e confirmação (pos hoc) com test de Tukey (95%). As análises foram realizadas com o programa Statgraphics Centurion XVI (STATPOINT TECHNOLOGIES INC. 2009).

Com o intuito de comparar a riqueza de espécies entre os anos analisados, construímos curvas de rarefação pelo método Mao Tau (COLWELL et al., 2004). Nesta análise, optamos pela rarefação baseada em número de indivíduos observados, porque comparações entre a riqueza de espécies de anos diferentes podem ser influenciadas pela densidade de indivíduos observada em cada ano (GOTELLI e COLWELL, 2001). Em seguida, generalizamos as comparações entre riqueza de espécies, índice de Shannon (H' , logaritmo neperiano) e índice de Simpson ($1/D$), utilizando perfis de diversidade da Série de Rényi (TÓTHMÉRÉSZ, 1995). Os perfis de diversidade permitem a comparação efetiva entre comunidades, na medida em que a decisão sobre qual comunidade é mais diversa não flutua em função do peso que se dá às espécies raras (MELO, 2008, LEINSTER e COBBOLD, 2012).

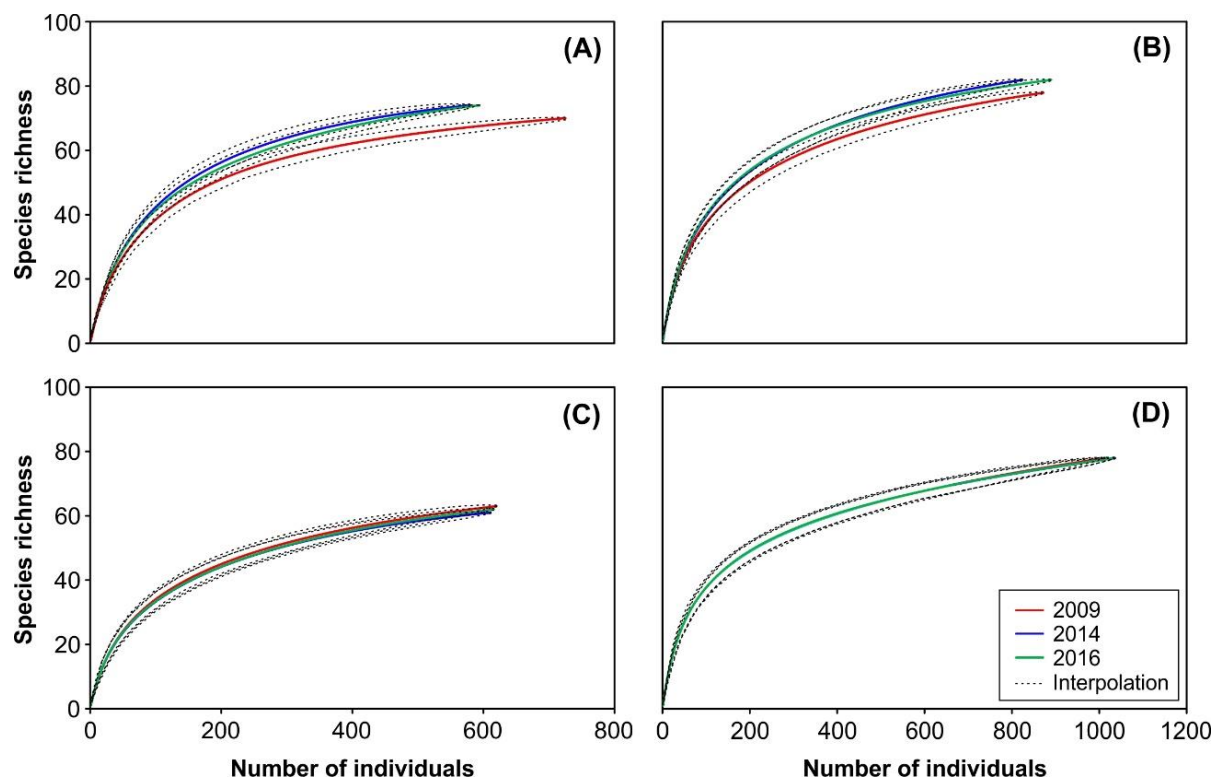
3 RESULTADOS

3.1 RIQUEZA E DIVERSIDADE

A evolução da riqueza foi diferente para os tratamentos com e sem ciclone. Considerando a padronização de 579 indivíduos (FIGURA 10A) e 825 indivíduos amostrados (FIGURA 10B) respectivamente, as curvas de rarefação indicaram alterações na riqueza de espécies entre os anos analisados nas áreas com efeito do ciclone, enquanto que em áreas sem o efeito do ciclone não houve alterações na riqueza de espécies (FIGURA 10C e 10D). Ao longo de cinco anos (T1) não foram mais registradas seis espécies (cada uma com um indivíduo em 2009), sendo que quatro delas nas parcelas com ciclone. Nos casos de recrutamento de espécies, foram observadas 10 novas espécies ($n = 22$ indivíduos), sendo que nove foram exclusivamente nas parcelas com ciclone ($n = 20$ indivíduos) e apenas uma nas parcelas com ($n = 5$ indivíduos) e sem ciclone ($n = 1$ indivíduo).

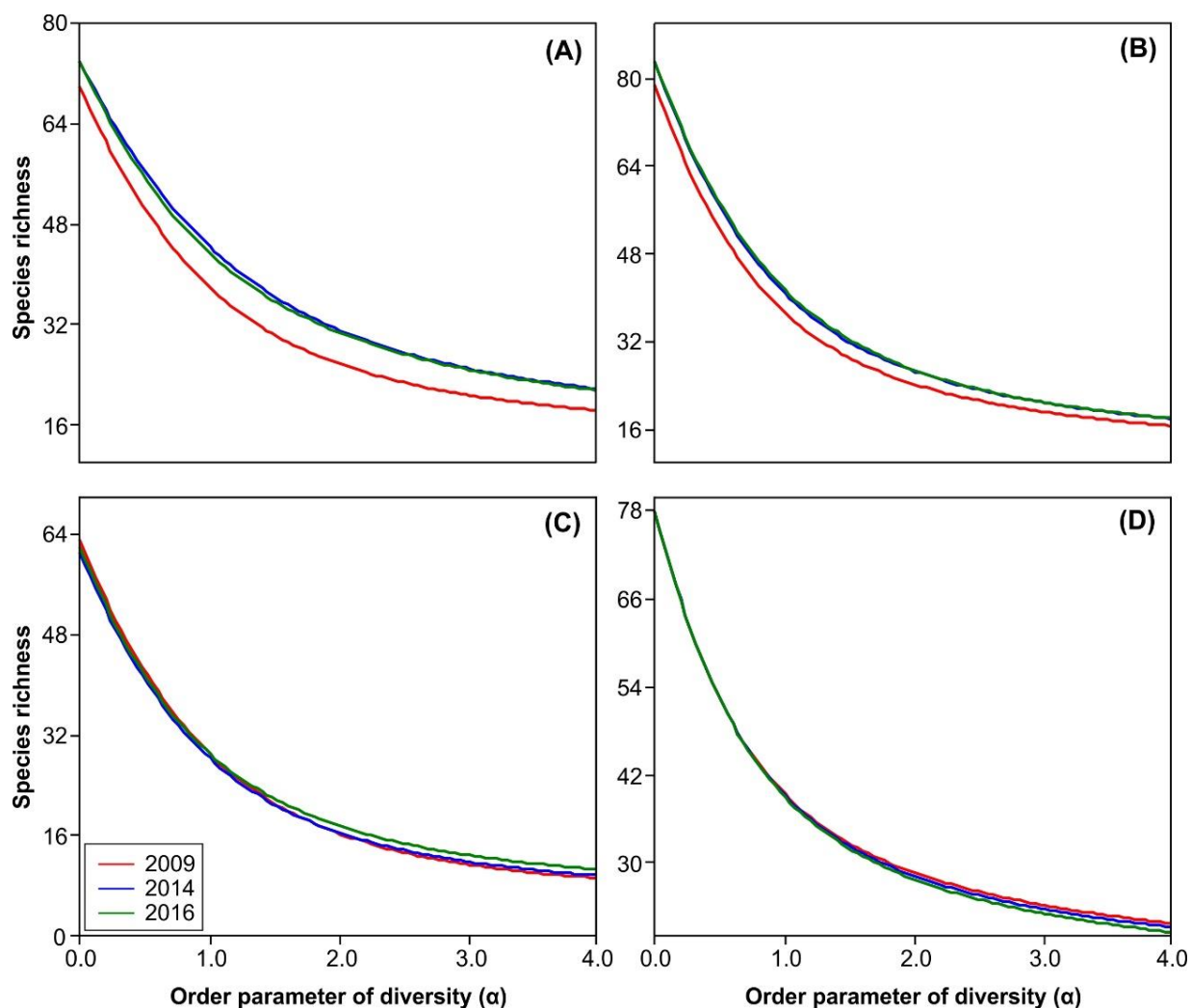
Nos perfis de diversidade (FIGURA 11), constatamos que a diversidade de espécies nos tratamentos variou entre os anos analisados. Os tratamentos com efeito do ciclone foram os que apresentaram a maior variação na diversidade de espécies (FIGURA 11A e 11B), enquanto que os tratamentos sem o efeito do ciclone não houve alterações na diversidade de espécies (FIGURA 11C e 11D).

FIGURA 10. CURVAS DE RAREFAÇÃO CONSTRUÍDAS A PARTIR DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS OBSERVADOS PELO MÉTODO MÃO TAU, ENTRE AS TRÊS AVALIAÇÕES, T0) 2009; T1) 2014; T2) 2016). A) CC_CT; B) = CC_ST; C) = SC_CT; D) = SC_ST.



FONTE: O autor (2018).

FIGURA 11. PERFIS DE DIVERSIDADE DA SÉRIE DE RÉNYI PARA QUATRO TRATAMENTOS EM DIFERENTES FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA, SUL DO BRASIL. PARA O PARÂMETRO $\alpha = 0$ TEM-SE O NÚMERO TOTAL DE ESPÉCIES REGISTRADAS; PARA $\alpha = 1$, TEM-SE O ÍNDICE DE SHANNON; PARA $\alpha = 2$, TEM-SE O VALOR DA RECÍPROCA DO ÍNDICE DE SIMPSON ($1/D$). A) CC_CT; B) CC_ST; C) SC_CT; D) SC_ST.



FONTE: O autor (2018).

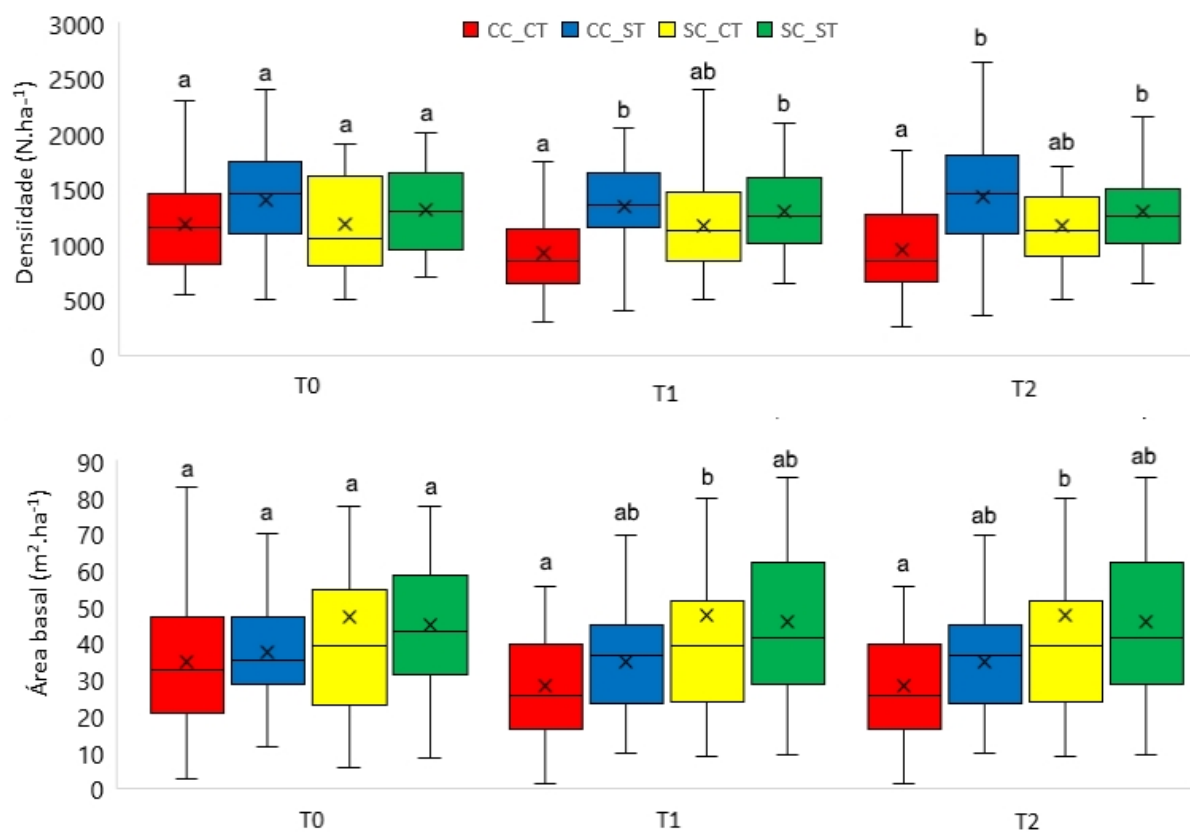
3.2 ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

Houve efeito da presença de taquara (e interação com ciclone) sobre a densidade de árvores na amostragem em T1 e T2 (TABELA 3), sendo maior o número de indivíduos em CC_ST do que CC_CT (FIGURA 12). Por outro lado, o fator ciclone e taquara afetou a área basal em T1 e T2 (TABELA 4), sendo maior em SC_ST (FIGURA 12). Não houve diferenças estatísticas dessas duas variáveis entre o conjunto de parcelas avaliado em T0 (TABELA 3).

TABELA 2. ANÁLISE DE VARIÂNCIA FATORIAL PARA DENSIDADE ($N \cdot ha^{-1}$) E ÁREA BASAL (m^2/ha) ENTRE OS ANOS DE AVALIAÇÃO (T0= 2009, T1= 2014 E T3= 2016). EM NEGRITO, $P < 0.05$. TODOS: GL=1

	T0		T1		T2	
	F	p	F	p	F	p
Densidade						
Ciclone	0,29	0,59	2,03	0,15	0,24	0,62
Taquara	3,91	0,05	13,82	<0,01	15,54	<0,01
Interação	0,19	0,66	3,50	0,06	4,75	0,03
Área basal						
Ciclone	1,71	0,19	8,29	<0,01	7,74	<0,01
Taquara	1,51	0,22	4,05	<0,05	5,12	<0,05
Interação	0,20	0,65	0,00	0,95	0,20	0,06

FIGURA 12. BOX-PLOT DOS VALORES DE DENSIDADE E ÁREA BASAL ENTRE TRATAMENTOS AO LONGO DAS TRÊS AVALIAÇÕES (T0= 2009, T1= 2014 E T3= 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZUL), SC_CT = SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).



FONTE: O autor (2018).

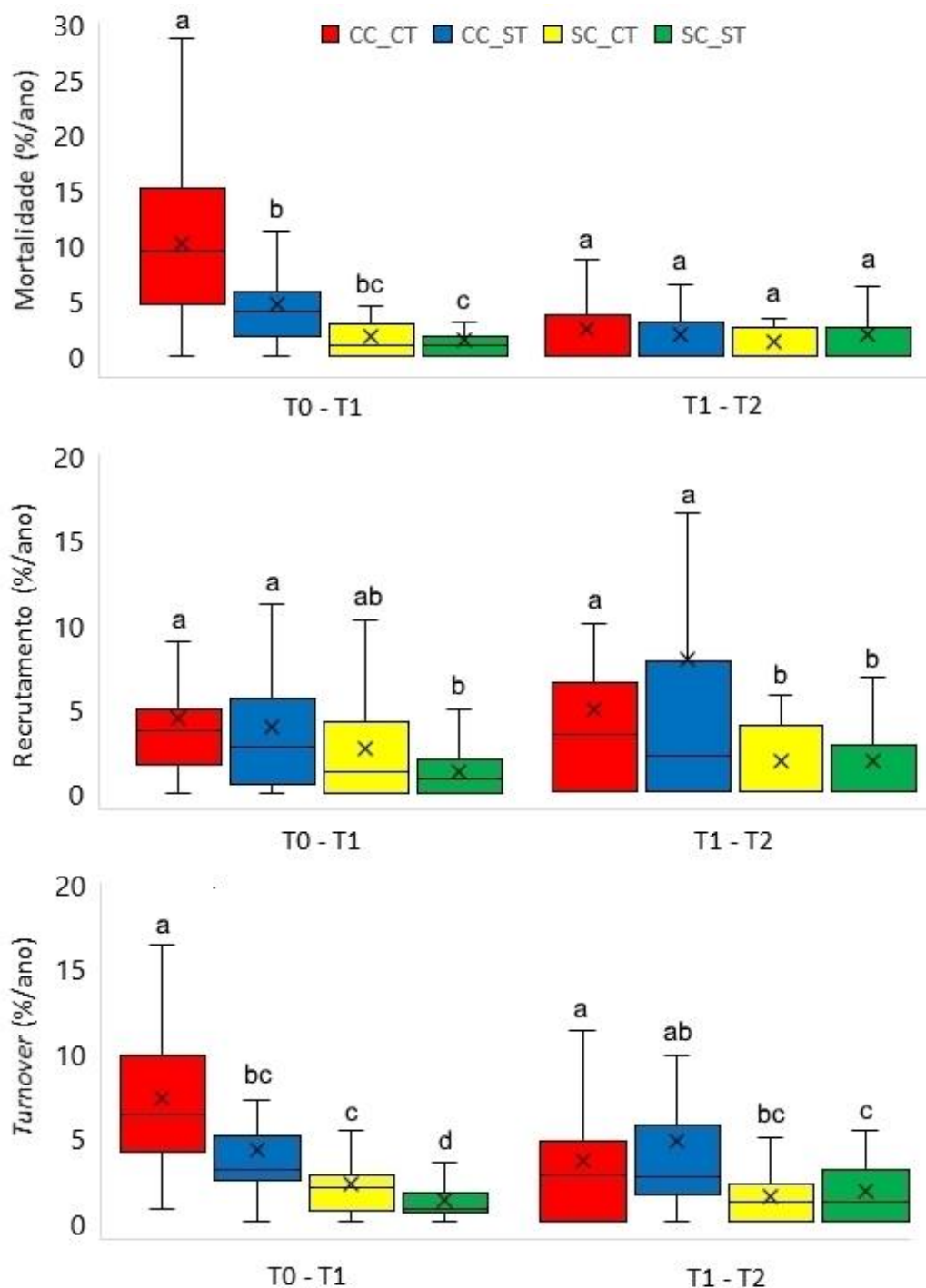
3.3 DINÂMICA (TAXAS DEMOGRÁFICAS)

Houve interação (assim como de forma isolada) dos efeitos do ciclone e da presença de taquaras sobre a mortalidade de indivíduos no período T0-T1 (TABELA 4), sendo maior para os dois tratamentos com ciclone, com ou sem taquaras (FIGURA 13). O fator ciclone afetou isoladamente o recrutamento e o *turnover* de indivíduos em T0 e T1 e entre T1 e T2 (TABELA 4), principalmente em CC_ST (FIGURA 13). O ciclone também afetou a perda e o ganho de área basal em T0-T1, principalmente em CC_CT (FIGURA 13).

TABELA 3. ANÁLISE DE VARIÂNCIA FATORIAL PARA TAXAS RELACIONADAS À ABUNDÂNCIA, LEVANDO EM CONTA A PASSAGEM DO CICLONE E A PRESENÇA DE POPULAÇÕES DE TAQUARAS. EM NEGRITO, $P < 0.05$. TODOS: $GL=1$

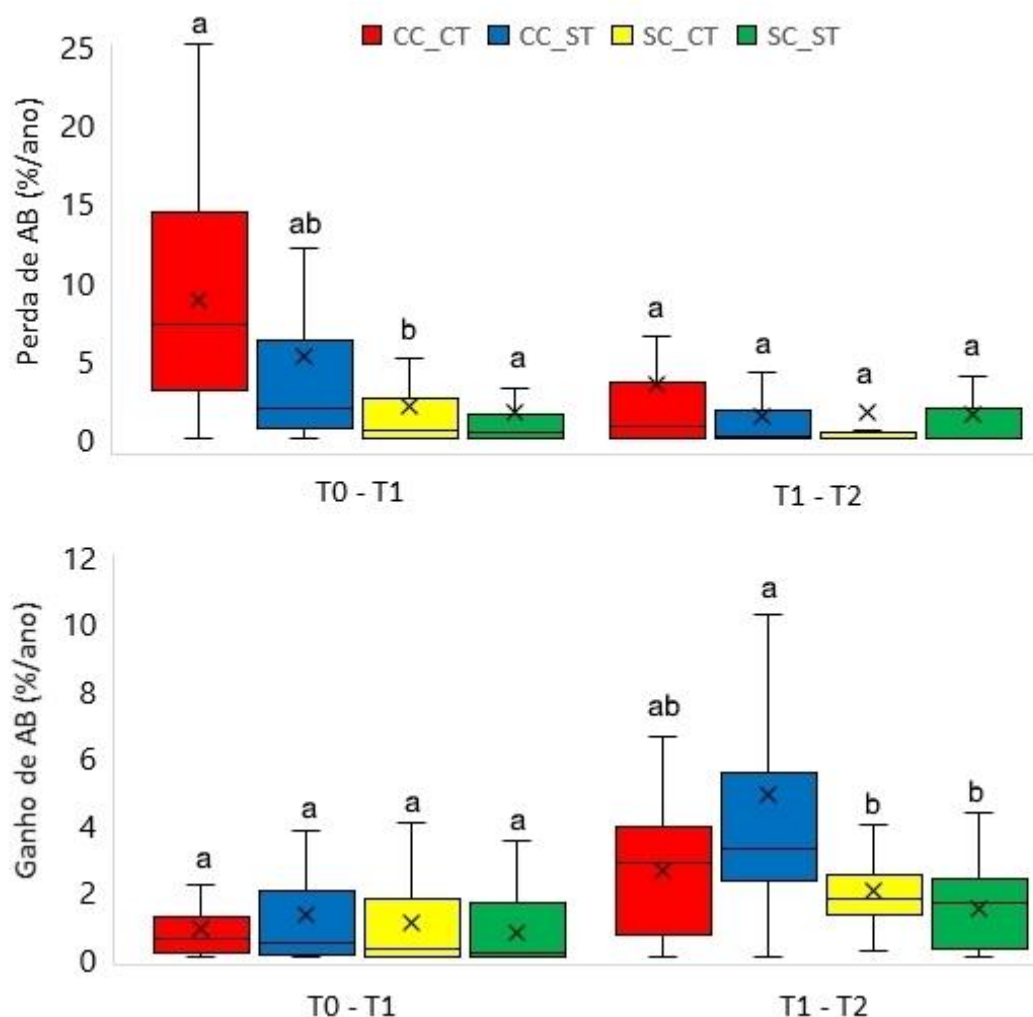
	Mortalidade T0-T1		Mortalidade T1-T2	
	F	p	F	p
Ciclone	53,08	<0,01	0,81	0,36
Taquara	13,95	<0,01	0,07	0,79
Interação	10,06	<0,01	0,39	0,53
	Recrutamento T0-T1		Recrutamento T1-T2	
	F	p	F	p
Ciclone	14,26	<0,01	7,25	<0,01
Taquara	2,28	0,13	0,11	0,74
Interação	0,32	0,56	0,37	0,54
	Turnover N T0-T1		Turnover N T1-T2	
	F	p	F	p
Ciclone	43,39	<0,01	6,23	<0,01
Taquara	2,00	0,16	0,47	0,49
Interação	2,78	0,09	0,64	0,42
	Perda AB T0-T1		Perda AB T1-T2	
	F	p	F	p
Ciclone	24,24	<0,01	0,87	0,32
Taquara	3,45	0,65	1,63	0,20
Interação	2,31	0,13	1,20	0,27
	Ganho AB T0-T1		Ganho AB T1-T2	
	F	p	F	p
Ciclone	11,59	<0,01	1,28	0,25
Taquara	1,18	0,27	3,10	0,08
Interação	3,18	0,07	3,53	0,06

FIGURA 13. BOX-PLOT DAS TAXAS DEMOGRÁFICAS DE MORTALIDADE, RECRUTAMENTO E TURNOVER AO LONGO DOS DOIS PERÍODOS DE AVALIAÇÃO (T1= 2009 A 2014 E T2= 2014 A 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZUL), SC_CT= SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).



FONTE: O autor (2018).

FIGURA 14. BOX-PLOT DAS TAXAS DEMOGRÁFICAS DE PERDA E GANHO DE ÁREA BASAL AO LONGO DOS DOIS PERÍODOS DE AVALIAÇÃO (T1= 2009 A 2014 E T2= 2014 A 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZUL), SC_CT= SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).



FONTE: O autor (2018).

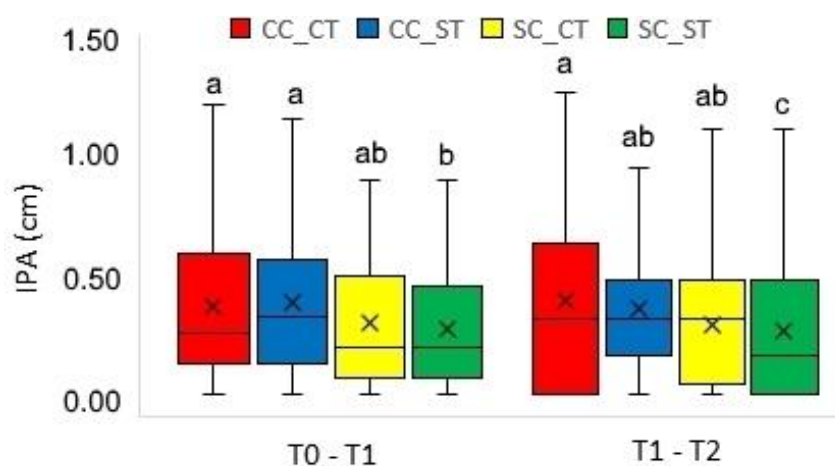
3.4 INCREMENTO

O incremento periódico anual das dez espécies mais comuns presentes em todos os cenários foi significativamente maior nas áreas atingidas pela passagem do ciclone ($p < 0,001$ - período T0-T1 e $p < 0,01$ - período T1-T2, TABELA 5). O incremento periódico anual nas áreas com ciclone variou de 0,36 a 0,39 cm (FIGURA 15), enquanto nas áreas sem ciclone ficou abaixo de 0,30 cm (FIGURA 15). A presença das taquaras não afetou significativamente as taxas de incrementos (TABELA 5).

Tabela 4. Valores de análise de variância fatorial para incremento periódico anual – IPA (cm/ano), levando em conta a passagem do ciclone e presença de populações de taquaras. Em negrito, $P < 0.05$. Todos: GL=1

	IPA T0-T1		IPA T1-T2	
	F	p	F	p
Ciclone	12,34	<0,01	9,63	<0,01
Taquara	0,08	0,77	1,07	0,30
Interação	0,51	0,47	0,02	0,87

FIGURA 15. BOX-PLOT DAS TAXAS DE INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (IPA) DOS INDIVÍDUOS AO LONGO DOS DOIS PERÍODOS DE AVALIAÇÃO (T0-T1= 2009-2014 E T1-T2= 2014 A 2016). O X REPRESENTA A MÉDIA. CC_CT= COM CICLONE E COM TAQUARAS (VERMELHO), CC_ST= COM CICLONE E SEM TAQUARAS (AZ UL), SC_CT= SEM CICLONE E COM TAQUARAS (AMARELO), SC_ST= SEM CICLONE E SEM TAQUARAS (VERDE).



FONTE: O autor (2018).

4 DISCUSSÃO

O acompanhamento até sete anos após a passagem de um ciclone extratropical permitiu constatar um aumento na riqueza, com entrada de espécies nas parcelas até então não registradas, uma intensidade das mudanças nas taxas demográficas, com aumento da mortalidade, recrutamento e balanço de área basal. Por outro lado, a presença de taquaras pouco afetou as taxas demográficas, assim como, o incremento dos indivíduos arbóreos.

Mortalidade e recrutamento de indivíduos interferem na riqueza de espécies arbóreas em florestas tropicais (BURSLEM; WHITMORE; BROWN, 2000; CHAO et al., 2012; TOLEDO; MAGNUSSON; CASTILHO, 2012). Em florestas impactadas por eventos estocásticos dessa natureza, as taxas de *turnover* (mortalidade e recrutamento) podem sofrer grandes alterações (VANDERCAR et al., 2011; MARRA et al., 2014). Modificações na composição florística (LUGO, 2008; CHAZDON, 2003) assumem grande importância para sucessão das florestas impactadas.

O aumento da riqueza em parcelas onde ocorreu a passagem do ciclone sugere que esses eventos são importantes gatilhos para o estabelecimento de espécies que ainda não haviam sido registradas nas parcelas (SCALLEY et al., 2010). Áreas impactadas pelo ciclone formam mosaicos heterogêneos, permitindo que espécies entrem no sistema (TURNER; DALE, EVERHAM, 1997). Assim, ao longo de alguns anos após a ocorrência do ciclone, as eventuais colonizações por espécies com exigências ecológicas diversas aumentam a diversidade alfa dessas áreas (CONNELL, 1978, CONNELL; LOWMAN, 1989; BONGERS et al., 2009). É possível, no entanto, que em paisagens intensamente fragmentadas, com falta de ligação entre fragmentos, exista uma limitação para chegada de sementes (HOLL, 1999; HOOPER et al., 2005), o que pode reduzir o incremento de espécies.

A ocorrência do ciclone aumentou a riqueza da floresta, sugerindo que a intensidade deste distúrbio manteve as populações existentes e permitiu o estabelecimento de espécies novas, menos frequentes (CONNELL, 1978). Mesmo que tenha sido registrada uma redução de quatro espécies, o recrutamento de 10 outras, até então não amostradas na área, gerou um aumento na riqueza total. A diminuição da diversidade Shannon pode ser reflexo do pouco tempo transcorrido (apenas sete anos), após o impacto do ciclone, para que as comunidades vegetais respondam. A elevada mortalidade de indivíduos levou a uma maior homogeneização do número de

indivíduos por espécies, comumente observada em florestas após passagem desses eventos (SCALLEY et al., 2010). Além disso, algumas espécies (*Vernonanthura discolor*, *Ilex paraguariensis*, *Myrsine coriacea*, *Solanum mauritianum* e *Annona emarginata*) aumentaram suas populações consideravelmente nas áreas com ciclone, o que contribuiu para baixar o índice de diversidade.

Taxas anuais de mortalidade para fragmentos de Florestas com Araucária geralmente são inferiores a 3% (SALAMI et al., 2014; GROSS et al., 2018), similares aos encontrados em nossas áreas sem o impacto do ciclone. Nas áreas afetadas, os valores de mortalidade anual, de 4,6 a 10%, podem ser considerados altos, com reflexo direto nas demais variáveis (WEBB et al., 2014). Os locais com maiores taxas de mortalidade também são os com maior recrutamento. É possível que a abertura de espaço e a maior exposição à luz solar tenham possibilitado o estabelecimento de alguns indivíduos (BURSLEM; WHITMORE; BROWN, 2000) já presentes no banco de sementes, ou oriundos do banco de plântulas, dado que antes do ciclone a densidade variava entre 18.000 a 27.000 indivíduos por hectare (LIEBSCH et al., 2016).

A ocorrência de densas populações de taquaras tem sido frequentemente apontada como limitador das taxas de recrutamento (GEORGE; BAZZAZ, 1999; XI, 2015), comprometendo a regeneração de espécies arbóreas, pela intensa competição por recursos (GUILHERME et al., 2004; SANQUETTA et al., 2007; SANQUETTA; THIELE; DALLA CORTE et al., 2010; DALLA CORTE et al., 2007; CAMPANELLO et al., 2009; MONTTI; CAMPANELLO; GOLSTEIN, 2011). No presente estudo, esse efeito negativo não foi observado estatisticamente, exceto em alguns casos, interagindo com ciclone. Esse resultado inesperado, provavelmente está relacionado ao registro de que em 2005 e 2006 as populações de *Merostachys skvortzovii* tiveram mortalidade total das touceiras, após a frutificação (LIEBSCH; REGINATO, 2009). Assim, no ano de implantação das parcelas (2009), as taquaras ainda eram pouco abundantes, com colmos finos e pouco numerosos (SANTOS; BUDKE; MULLER, 2012). Esse período é, de fato, apontado como uma oportunidade para o estabelecimento e recrutamento de espécies arbóreas em áreas dominadas por taquaras (BUDKE et al., 2010; SANTOS et al., 2015a). Já na segunda avaliação (T2 – 2016) foi observada uma tendência de diferença nas taxas de recrutamento quando comparadas às áreas com passagem do ciclone com e sem presença de taquaras. Tal tendência, no entanto, só poderá ser confirmada em futuras avaliações. Cabe

ainda salientar que alguns locais não possuíam adensamentos de taquaras até a passagem do ciclone. Assim, é possível que muitos indivíduos arbóreos tenham se estabelecido antes do denso crescimento das taquaras, vindo a afetar o incremento de 2014 a 2016.

A redução da densidade e da área basal das áreas onde houve a passagem do ciclone, trouxe grandes consequências para velocidade das taxas demográficas. A perda de densidade e área basal foi compensada, em partes, pelo aumento da velocidade de incremento das árvores remanescentes. Eventos de grande magnitude podem causar impactos pontuais, como a morte de árvores e perda de área basal (relatadas no presente estudo), queda de folhas, abertura do dossel etc. (OSTERTAG; SILVER; LUGO, 2005, WEBB et al., 2014, XI, 2015). Assim, ciclones são grandes responsáveis por uma série de efeitos “invisíveis”, como aumento da deposição de biomassa, processos biogeoquímicos e dinâmica da biota do solo, entre outros (XI, 2015).

A passagem do ciclone causou abertura de espaço pela elevada mortalidade e redução de área basal, propiciando aos indivíduos remanescentes um aumento significativo de incremento periódico anual por meio da redução da competição (SHIELS et al., 2010; ALTMAN et al., 2013; SALAMI et al., 2014). Por outro lado, as populações de taquaras não tiveram um efeito significativo sobre o incremento anual. É provável que as touceiras, por serem jovens, não tenham encontrado espaço suficiente para se expandir em um contexto de árvores estabelecidas. Este resultado conflita com os obtidos por Franco (2008), para *Merostachys multiramea*, que evidenciou que a densidade dessa espécie restringiu o ganho de área basal em fragmentos florestais, devido à competição por espaço e não pela disponibilidade de luz.

5 CONCLUSÕES

. A passagem do ciclone proporcionou um aumento da riqueza, com entrada de espécies não registradas anteriormente, porém, houve uma redução na diversidade, causada pela maior abundância de algumas espécies após o ciclone. A passagem do ciclone afetou a mortalidade, recrutamento e *turnover*, perda e ganho de área basal e incremento das árvores sobreviventes. A presença de populações de *Merostachys skvortzovii* não afetou individualmente (exceto mortalidade em T0 a T1) as taxas demográficas, o que de certa forma, é um resultado inesperado. Para as florestas neotropicais, com intenso grau de fragmentação e alteração antrópica, esses fenômenos naturais com seus impactos, adicionam um elemento imprevisível ao longo da paisagem

REFERÊNCIAS

- ALTMAN, J.; DOLEZAL, J.; CERNY, T.; SONG, J. Forest response to increasing typhoon activity on the Korean peninsula: evidence from oak tree-rings. **Global Change Biology**, v. 19, p. 498-504, 2013.
- AMARAL, L.P.; FERREIRA, R.A.; WATZLAWICK, L.F.; LONGHI, S.J.; SEBEM, E. Influência da floresta alterada na distribuição espacial de três espécies da Floresta Ombrófila Mista avaliada pela geoestatística. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 491-501, 2013.
- BECKERT, S.M.; ROSOT, M.A. D.; ROSOT, N.C. Crescimento e dinâmica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 209-218, 2014.
- BONGERS, F.; POORTER, L.; HAWTHORNE, W.D.; SHEIL, D. The Intermediate Disturbance Hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, v. 12, n. 8, p. 798-805, 2009.
- BUDKE, J.C.; ALBERTI, M.S.; ZANARDI, C.; BARRATO, C.; ZANIN, E.M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1345-1349, 2010.
- BURSLEM, D.F.R.P.; WHITMORE, T.C.; BROWN, G. Short-term effects of cyclone impact and long-term recovery of tropical rain forest on Kolombangara, Solomon Islands. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 1063-1078, 2010.
- CAMPANELLO, P.I.; MONTTI, L.; MACDONAGH, P.; GOLDSTEIN, G. Reduced-Impact Logging and Post-Harvest Management in the Atlantic Forest of Argentina: Alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. In: GROSSBERG, S.P. (ed.) **Forest Management**. Nova Science Publishers, New York, p39-59, 2009.
- CHAO, K.; PHILLIPS, O.L.; MONTEAGUDO, A.; TORRES-LEZAMA, A.; MARTINEZ, R.V. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 2, p. 260-268, 2009.
- CHAZDON, R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.
- CHAZDON, R.L.; LETCHER, S.G.; BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbance. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v. 362, p. 273-389, 2007.
- COLWELL, R.K.; MAO, C.X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, p. 2717-2727, 2004.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONNELL, J.H.; LOWMAN, M.D. Low-Diversity Tropical Rain Forests: Some Possible Mechanisms for Their Existence. **The American Naturalist**, v. 134, n. 1, p. 88-119, 1989.

DALLA CORTE, A.P.; MIRANDA, D.L.C.; WEBER, K.S.; NUNES, E.L.S.; SANQUETA, C.R.; FERREIRA, R.C. Regeneração natural na Floresta Ombrófila Mista submetida a tratamentos de controle de taquara. **Revista Acadêmica**, v.5, n.2, p.177-188, 2007.

DUARTE, L.D.S.; BERGAMIN, R.S.; MARCILIO-SILVA, V.; SEGER, G.D.D.S.; MARQUES, M.C.M. Phylobetadiversity among Forest Types in the Brazilian Atlantic Forest Complex. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. 1-10, 2014.

FOSTER, D.R.; KNIGHT, D.H.; FRANKLIN, J.F. Landscape Patterns and Legacies Resulting from Large, Infrequent Forest Disturbances. **Ecosystems**, v. 1, p. 497-510, 1998.

FRANCO, A.M.S. **Estrutura, diversidade e aspectos ecológicos do componente arbustivo e arbórea em uma floresta estacional, Parque Estadual do Turvo, sul do Brasil**. Tese. (Doutorado em Botânica). Porto Alegre, UFRGS, 2008.

GASPER, A.L.; SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; SOBRAL, M.; UHLMANN, A.; LINGNER, D.V.; RIGON-JUNIOR, M.J.; VERDI, M.; STIVEL-SANTOS, A.; DREVECK, S.; KORTE, A. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: espécies da Floresta Ombrófila Mista. **Rodriguésia**, v. 64, n. 2, p. 201-210, 2013

GEORGE, L.O.; BAZZAZ, F.A. The fern understory as an ecological filter: growth and survival of canopy tree seedlings. **Ecology**, v. 80, n. 3, p. 846-856, 1999.

GOLDENBERG, S.B.; LANDSEA, C.W.; MESTAS-NUNEZ, A.M.; GRAY, W.M. The recent increase in Atlantic hurricane activity: causes and implications. **Science**, v. 293, p. 474-479, 2001.

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v.4, p. 379-391, 2001.

GROSS, A.; SILVA, A.C.; CRUZ, A.P.; KILCA, R.V.; NUNES, A.S.; DUARTE, E.; VEFAGO, M.B.; SANTOS, G.N.; LIMA, C.L.; SALAMI, B.; HIGUCHI, P. Fragmentation as a key driver of tree community dynamics in mixed subtropical evergreen forests in Southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, V. 411, P. 20-26, 2018.

GUILHERME, F.A.G.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; APPOLINÁRIO, V.; BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 19-36, 2004.

HENRIQUES, R.P.B.; HAY, J.D. Patterns and dynamics of plant populations. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (eds.). **Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, p.140-158, 2002.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; AGUIAR, M.D.; MAFRA, A.L.; ZECH, D.F. Partição espacial de espécies arbóreas em função da drenagem do solo em um fragmento de Floresta com Araucária no sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 421-429, 2014.

HOLL, K. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOOPER, D.U.; CHAPIN, III F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 3-35, 2005.

KERSTEN, R.A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P.V.; FELFILI, J.M.; MELO, M.M.R.; ANDRADE, L.A.; MEIRA-NETO, J.A.A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos, V2**. Editora UFV, Viçosa, p. 156-182, 2015.

KLEINMAN, J.; FORD, S.A.; HART, J.L. Catastrophic wind and salvage harvesting effects on woodland plants. **Forest Ecology and Management**, v. 403, p. 112-125, 2017.

LEINSTER, T.; COBBOLD, C.A. Measuring diversity: the importance of species similarity. **Ecology**, v. 93, p. 477-489, 2012.

LIEBSCH, D.; REGINATO, M. Florescimento e frutificação de *Merostachys skvortzovii* Sendulsky (taquara-lixia) no estado do Paraná. **Iheringia-Série botânica**, v. 64, p. 53-56, 2009.

LIEBSCH, D.; MAÇANEIRO, J.P.; MARCON, A.K.; GALVÃO, F. Influência de impactos antrópicos em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 87, p. 277-287, 2016.

LIMA, E.G.; LOREDO-SOUZA, A.M. Análise da ocorrência de downbursts no Brasil. **Ciência e Natura**, v. 37, p. 32-38, 2015.

LINDENMAYER, D.B.; NOSS, R.F. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v. 20, p. 949-58, 2006.

LUGO, A.E. Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. **Austral Ecology**, v. 33, p. 368-398, 2008.

MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MAGURRAN, A.E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing, 2004, 215p.

MÄHLER JUNIOR, J.K.F.; LAROCA, J.F. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da floresta com araucária. In: FONSECA, C.R.; SOUZA, A.F.; LEAL-ZANCHET, A.M.; DUTRA, T.; BACKES, A.; GANADE, G. **Floresta com Araucária – Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Holos, Ribeirão Preto, p. 243-252, 2009.

MATOS, D.M.S.; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, p. 27-30, 2009.

MARQUES, M. C.M.; BURSLEM, D. F.R.P.; BRITZ, R.M.; SILVA, S.M. Dynamics and diversity of flooded and unflooded forests in a Brazilian Atlantic rain forest: a 16-year study. **Plant Ecology & Diversity**, v. 2, p. 57-64, 2009.

MARRA, D.M.; CHAMBERS, J.Q.; HIGUCHI, N.; TRUMBORE, S.E.; RIBEIRO, G.H.P.M.; SANTOS, L.; NEGRÓN-JUÁREZ, R.I.; REU, B.; WIRTH, C. Large-Scale Wind Disturbances Promote Tree Diversity in a Central Amazon Forest. **PlosOne**, v. 9, n. 8, e103711, 2014.

MELO, A.S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MONTTI, L.; CAMPANELLO, P.I.; GOLDSTEIN, G. Flowering, die-back and recovery of a semelparous woody bamboo in the Atlantic Forest. **Acta Oecologica**, v. 37, p. 361-368, 2011.

MYERS, N.; MITTERMER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000

NORDEN, N.; ANGARITA, H.A.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; CERDA, I.G.; BREUGEL, M.V.; TREJOS, E.L.; MEAVE, J.A.; VANDERMEER, J.; WILLIAMSON, G.B.; FINEGAN, B.; MESQUITA, R.; CHAZDON, R.L. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **PNAS**, v. 112, n. 26, p. 8013-8018, 2015.

OSTERTAG, R.; SILVER, W.L.; LUGO, A.E. Factors affecting mortality and resistance to damage following hurricanes in a rehabilitated subtropical moist forest. **Biotropica**, v. 37, p.16-24, 2005.

PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K. Short-term response of secondary forests to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 199, p. 379-393, 2004.

PICKETT, S.T.A. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens, G.E. (ed). **Long-term studies in ecology: approaches and alternatives**. Springer-Verlag, New York, p. 110-135, 1989.

PHILLIPS, S.J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R.E. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: **Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning**. ACM Press, New York, p. 655–662, 2004.

REZENDE, V.L.; EISENLOHR, P.V.; VIBRANS, A.C.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Humidity, low temperature extremes, and space influence floristic variation across an insightful gradient in the Subtropical Atlantic Forest. **Plant Ecology**, v. 216, p. 759-774, 2015.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSE, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining for distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROITMAN, I.; VANLAYS, J.K.; HAY, J.D.; FELFILI, J.M. Dynamic equilibrium and decelerating growth of a seasonal Neotropical gallery forest in the Brazilian savana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, p. 193-200, 2016.

SALAMI, B.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; FERREIRA, T. S.; MARCON, A.K.; BUZZI, F.; BENTO, M.A. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 197-207, 2014.

SANQUETTA, C.R. Controle de taquaras como alternativa para a recuperação da floresta com Araucária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, p. 45-53, 2007.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; SALZMANN, A. M.; VULCANIS, L. Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sob influência de taquaras. **Revista Ambientia**, v. 3, n. 1, p. 65-78, 2007.

SANQUETTA, C.R.; THIELE, P.; DALLA CORTE, A.P. Crescimento, mortalidade e recrutamento de duas Florestas de Araucária no Estado do Paraná, Brasil, no período de 1995-2007. **Naturalia**, v. 33, p. 117-126, 2010.

SANTOS, K. F.; FERREIRA, T.S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; VANDRESSEN, P.B.; COSTA, A.; SPADA, G.; SCHMITZ, V.; SOUZA, F. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de floresta ombrófila mista em Lages-SC. **Ciência Florestal**, v. 25, n.1, p. 107-117, 2015a.

SANTOS, R.; ELIAS, G.A.; MARTINS, H.B.; PADILHA, P.T.; SOUZA, J.C.; CITADINI-ZANETTE, V. O Furacão Catarina e a floresta ombrófila mista no Parque Nacional de Aparados da Serra, sul do Brasil. **Geosul**, v. 30, n. 60, p. 109-124, 2015b.

SANTOS, S. C.; BUDKE, J.C.; MULLER, A. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. **Acta Botânica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 218-229, 2012.

SCALLEY, T.H.; SCATENA, F.N.; LUGO, A.E.; MOYA, S.; ESTRADA, C.R. Changes in structure, composition, and nutrients during 15 years of hurricane-induced succession in a subtropical wet forest in Puerto Rico. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 455-463, 2010.

SCATENA, F.N.; LUGO, A.E. Geomorphology, disturbance, and the soil and vegetation of two subtropical wet steepland watersheds of Puerto Rico. **Geomorphology**, v. 13, p. 199-213, 1995.

SCHAAF, L.B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; SANQUETTA, C.R.; GALVÃO, F. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná. **Floresta**, v. 35, n. 2, p. 271-290, 2005.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; GASPER, A.L. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol III, Floresta Ombrófila Mista**. Edifurb, Blumenau, p.275-278, 2013.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 6, p. 675-800, 2000.

SHIELS, A.B.; ZIMMERMAN, J.K.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; JONKHEERE, I.; HOLM, J.; HORTON, D.; BROKAW, N. Plant responses to simulated hurricane impacts in a subtropical wet forest, Puerto Rico. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 659–673, 2010.

TOLEDO, J.J.; MAGNUSSON, W.E.; CASTILHO, C.V. Competition, exogenous disturbances and senescence shape tree size distribution in tropical forest: evidence from tree mode of death in Central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 4, p. 651-663, 2012.

TÓTHMÉRÉSZ, B. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetable Science**, v. 6, p. 283-290, 1995.

TURNER, M.G.; DALE, V.H.; EVERHAM, E.H. Fires, hurricanes, and volcanoes: comparing large disturbances. **Bioscience**, v. 47, n. 11, p. 758-768, 1997.

TURNER, M.G.; BAKER, W.L.; PETERSON, C.J.; PEET, R.K. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. **Ecosystems**, v. 1, n. 6, p. 511-523, 1998.

URIARTE, M.; SCHWARTZ, N.B.; POWERS, J.S.; MARIN-SPIOTTA, E.; LIAO, W.; WERDEN, L. Impacts of climate variability on tree demography in tropical second-growth forests: The importance of regional context for predicting successional trajectories. **Biotropica**, v. 48, p. 780-797, 2016.

VANDECAR, K.L.; LAWRENCE, D.; RICHARDS, D.; SCHNEIDER, L.; ROGAN, J.; SCHMOOK, B.; WILBUR, H. High Mortality for Rare Species Following Hurricane Disturbance in the Southern Yucatán. **Biotropica**, v. 43, n. 6, p. 676-684, 2011.

VANDERMEER, J.; CERDA, I.G.; BOUCHER, D.; PERFECTO, I.; RUIZ, J. Hurricane Disturbance and Tropical Tree Species Diversity. **Science**, v. 290, n.5492, p. 788-791, 2000.

XI, W. Synergistic effects of tropical cyclones on forest ecosystems: a global synthesis. **Journal of Forestry Research**, v. 26, n. 1, p. 1-21, 2015.

WALKER, L.R.; VOLTZOW, J.; ACKERMAN, J.D.; FERNAINDEZ, D.S.; FETCHER, N. Immediate impact of Hurricane Hugo on a Puerto Rican rain forest. **Ecology**, v. 73, p. 691-694, 1992.

WEBB, E.; BULT, M.V.; FA'AUMU, S.; WEBB, R.C.; TUALAULELEI, A.; CARRASO, L.R. Factors Affecting Tropical Tree Damage and Survival after Catastrophic Wind Disturbance. **Biotropica**, v. 46, n. 1, p. 32-41, 2014.

WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 337-346, 2014.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**, 5 ed. New Jersey: Upper Saddle River, 2010, 944p. Epagri, 2009.

APÊNDICE 2

Recrutamento de cada espécie amostrada em parcelas de Floresta com Araucária do Sul do Brasil atingidas ou não por um ciclone em 2009. Onde: CC= com ciclone, SC= sem ciclone, CT= com taquara, ST= sem taquara, T1= período compreendido entre 2009 a 2014 e T2= período compreendido entre 2014 a 2016).

FAMÍLIAS	ESPÉCIES	CC				SC			
		CT		ST		CT		ST	
		T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
Adoxaceae	<i>Sambucus australis</i> Cham. & Schltdl.	1							
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	1		1					
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	1		1					
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	9	3	3	4	2	2		
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek					1			
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	12	1	2	1	8	2	4	2
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek			1					
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze			1					
Asteraceae	<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera					1			
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	3		1	1	3			
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	19	8	3	11	1	1	2	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	2							
Canellaceae	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	1		3	3	1			
Cardiopteridaceae	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard			1					
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	1		2					
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.			9	25			2	1
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.							1	
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea lasiocoma</i> K.Schum.	2							
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	1	1	2	1	1		1	
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	1					1	
Fabaceae	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	1						2	
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	1							
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees					1	1	4	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	2						
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez			4	1				
Laxmanniaceae	<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	7							
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.			1					
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	1						3	1
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	1						
	<i>Aegiphyla brachiata</i>							1	
Myrtaceae	<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	1	1	1	1		2		
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg		2	1	2	1		1	1
	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand			1	1				
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.			1					
	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.				2			1	
	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.					1			
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	1			1			1	

FAMÍLIAS	ESPÉCIES	CC				SC			
		CT		ST		CT		ST	
		T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel								1
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg							5	1
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC				1	1	2	1	3
	<i>Myrcia oblongata</i> DC.			1	3				
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg				1				
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	6	5	17	10		1	5	2
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1				3	2	7	
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.				1				
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	1							
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.			1					
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.			1					
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	2	2			12	1	23	10
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1		2	1				
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	2		1		2			1
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos								1
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1		8	1			2	2
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.			1	3				
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer			1					
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	2	3	20	6			1	
	<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.							1	
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1	1	4	1	4		7	2
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	5	4	4	3	2			
Solanaceae	<i>Cestrum euanthes</i> Schltdl.	1							
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	1							
	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	2		1		1		2	
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	11	3	3	4				
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	5	3	1	3		4		3
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.				3				
	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	2		3					
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	3	1	3	2				

CAPÍTULO 3

SUPERDOMINÂNCIA DE TAQUARAS AFETA A ESTRUTURA E ATRIBUTOS FUNCIONAIS EM FRAGMENTOS DA FLORESTA ATLÂNTICA

RESUMO

Ao longo da colonização do Sul do Brasil, uma das principais atividades econômicas foi a exploração de espécies florestais com alto valor econômico, principalmente de araucária e imbuia. Com isso, praticamente todos os fragmentos de Floresta com Araucária possuem algum tipo de intervenção antrópica. O presente capítulo tem como objetivo verificar se há diferenças entre variáveis estruturais e guildas funcionais em fragmentos com diferentes tamanhos, posições em relação à borda dos fragmentos e cobertura de taquaras. Foram utilizados cinco fragmentos com tamanhos que variavam de 24 a 270 hectares, onde foram alocadas 20 parcelas de 200 m², sendo 10 parcelas no centro e 10 na borda do fragmento. Além da estrutura arbórea (riqueza, abundância e área basal) estimou-se a cobertura de taquaras com uma escala categórica de 0 a 4 (variando de 0 para ausência e 4 em que as parcelas estavam totalmente ocupadas com taquaras). Análise NMDS (ordenação do tipo escalonamento multidimensional não-métrico) dos fragmentos avaliados não evidenciou diferenciações florísticas (composição de espécies) e estruturais (abundância) na vegetação em relação ao tamanho dos fragmentos, à distância das parcelas até a borda e à cobertura de taquaras. Utilizou-se modelos lineares e modelos lineares generalizados mistos verificou-se que a cobertura de taquaras afeta a riqueza, abundância e área basal. A cobertura de taquaras afetou negativamente a maioria das guildas funcionais, em especial a riqueza e abundância de espécies de dossel. Os resultados apontam para uma simplificação florística, estrutural e de atributos funcionais como reflexo de um processo de homogeneização biótica e erosão funcional, causado pela superdominância de uma espécie nativa.

Palavras-chave: *Merostachys*. Efeito de borda. Fragmentação. Paisagem. Atributos funcionais.

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica tem uma relação histórica com a colonização do Brasil e com grande importância para a conservação (SILVA; CASTELETTI, 2003), já que apresenta uma das maiores taxas de endemismo mundiais (MYERS et al., 2000), com grande número de espécies vegetais e animais ameaçadas de extinção (MORELLATO; HADDAD, 2000). Esse bioma ocupava grande parte da costa atlântica brasileira, totalizando 1,1 milhões de km². No entanto, atualmente, os 15,7 milhões de hectares restantes estão distribuídos em 245.173 fragmentos, sendo 83,4% deles com até 50 hectares e 98,8% com menos de 500 hectares (RIBEIRO et al 2009).

Uma das tipologias da Mata Atlântica é a Floresta Ombrófila Mista, conhecida como Floresta com Araucária, que ocorre predominantemente no planalto meridional da região Sul do Brasil, com a presença de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze, como espécie típica e caracterizadora (KLEIN 1960, IBGE 2012). Dados recentes indicam a presença de 925 a 946 espécies de espermatófitas (GASPER et al., 2013; DUARTE et al., 2014), fortemente influenciada pelas baixas temperaturas e pela ocorrência regular de geadas no inverno (DUARTE et al., 2014; KERSTEN; BORGIO; GALVÃO, 2014; REZENDE et al., 2015).

A história da Floresta com Araucária está diretamente ligada aos ciclos econômicos, culturais e de colonização do Sul do Brasil. Isso levou à rápida redução de sua cobertura, com a implantação de lavouras, pastagens e de povoadamentos com espécies exóticas, aliada ao aproveitamento econômico da madeira (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013). Dessa forma, além do corte raso, a Floresta com Araucária foi impactada pela exploração seletiva de espécies com alto valor econômico, principalmente a araucária e a imbuia (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso (KLEIN, 1978). Tal extração, ainda que seletiva, provocou profundas alterações nos remanescentes (VIBRANS et al., 2012; SOUZA; CORTEZ; LONGHI, 2012; LIEBSCH et al., 2016). Como resultado de um século de exploração madeireira e expansão agriola, a Floresta com Araucária está extremamente fragmentada em toda sua extensão (SEVEGNANI et al., 2013) no estado do Paraná, onde apenas 0,8% dos fragmentos estão em bom estado de conservação, mas nenhum apresenta características primárias (CASTELLA; BRITEZ, 2004).

Entre as variáveis comumente associadas à fragmentação e ao isolamento dos remanescentes, está o aumento da área ocupada por bordas (LAURANCE et al., 2002; LAURANCE; VASCONCELOS 2009), que gera um conjunto de alterações bióticas e abióticas (NEPSTAD et al., 1999; LAURANCE et al., 2011), geralmente observadas até 100-200 metros em direção ao interior da floresta a partir da borda (LAURANCE et al., 2002; HARPER et al., 2005). Outra variável, é o tamanho dos fragmentos remanescentes (ORIHUELA et al., 2015), sendo que os maiores tendem a manter a biota mais diversa e com menor relação área/borda (LAURANCE et al., 2002; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; BENCHIMOL; PERES, 2015). No entanto, foi demonstrado que pequenos fragmentos podem abrigar ainda um elevado número de espécies (FAHRIG, 2017), além de favorecer a conectividade entre fragmentos (TAYLOR et al., 1993) e ajudar a compor a cobertura florestal ao longo da paisagem (ROCHA-SANTOS et al., 2016; BENCHIMOL et al., 2017).

As espécies que compõem os fragmentos florestais podem ser compreendidas de acordo com seus atributos funcionais que as agrupam em guildas ecológicas (PARDINI et al., 2009; LOPES et al., 2009; HOOPER et al., 2005; FLYNN et al., 2009). A guilda formada por espécies zoocóricas, em geral, está localizada no interior de fragmentos e em fragmentos maiores, enquanto as anemocóricas geralmente estão relacionadas a florestas degradadas e bordas de florestas (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; HILL; CURRAN, 2003; BENCHIMOL; PERES, 2015). Em relação aos grupos sucessionais, nas bordas e pequenos fragmentos há um predomínio de espécies pioneiras intolerantes à sombra, em detrimento daquelas não pioneiras que regeneram na sombra, especialmente no interior dos fragmentos (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; TABARELLI; PERES, 2002; MALCHOW; KOEHLER, PELLICO NETO, 2006; GROENEVELD et al., 2009; TABARELLI et al., 2010; MAGNAGO et al., 2014; ORIHUELA et al., 2015). Esse fenômeno, comum em áreas de bordas, pequenos fragmentos, ou ainda, com intensa invasão biológica, é chamado de homogeneização biótica (SMART et al., 2006; MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; ABADIE et al., 2011), que podem ainda apresentar dinâmica ecológica diferenciada em relação às áreas situadas no interior dos fragmentos (GROENEVELD et al., 2009).

Em grande parte da região de ocorrência da Floresta com Araucária é possível observar uma intensa ocupação do sub-bosque por agrupamentos de taquaras do gênero *Merostachys* (SMITH; WASSHAUSEN; KLEIN, 1981; LIEBSCH; REGINATO,

2009). Taquaras desse gênero são nativas e de ocorrência natural nos planaltos do Sul do Brasil que ocupavam clareiras naturais e ficavam restritas a pequenas populações distribuídas em manchas isoladas (SMITH; WASSHAUSEN; KLEIN, 1981). Com a abertura de clareiras após o corte seletivo e a fragmentação, esses organismos parecem ter encontrado condições para a formação de densos agrupamentos (MÄHLER JUNIOR; LAROCCA 2009) e processo de superdominância (MATTOS; PIVELLO, 2009). De fato, taquaras são conhecidas por apresentarem colonização agressiva, inibindo a regeneração natural de espécies arbóreas (GUILHERME; MORELLATO; ASSIS, 2004; SANQUETTA et al., 2007; CAMPANELLO et al., 2009; MONTTI; CAMPANELLO; GOLSTEIN, 2011). Assim, a ocupação do sub-bosque por densas populações de taquaras, após intenso processo de antropização, pode caracterizá-las como *winners* (sensu MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999). Elas seriam beneficiadas pela interferência antrópica, causando sérios danos às populações de outras espécies nativas, que seriam as *losers*. Nesse contexto, as espécies *winners* geralmente são exóticas, cosmopolitas, ruderais (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999), ou mesmo espécies pioneiras nativas com alta capacidade de alcançar superabundância em ambientes antropizados e degradados (TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Reflexos de tal descontrole populacional podem ser medidos pelo aumento da similaridade entre áreas (LOBO et al., 2011), redução da proporção de grupos funcionais (OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008) e possível colapso nas cadeiras tróficas e redes de interações (TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

Dentro desse contexto, o trabalho teve como objetivo verificar se a fragmentação e a superdominância de taquaras afetam a estrutura e composição de grupos funcionais de árvores de fragmentos de Floresta com Araucária no Sul do Brasil. Procurou-se responder às seguintes perguntas: 1) Diferentes fragmentos intensamente antropizados pelo corte seletivo possuem riqueza e estrutura distintas, dentro de um processo de homogeneização biótica? 2) Fragmentos antropizados possuem semelhanças estruturais e funcionais entre si, independentemente do tamanho dos fragmentos e da distância da borda? A hipótese é que a simplificação florística e de atributos funcionais seriam reflexo de um processo de homogeneização biótica e erosão funcional, causado pela superdominância de uma espécie nativa naturalmente encontrada em baixas densidades.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDOS

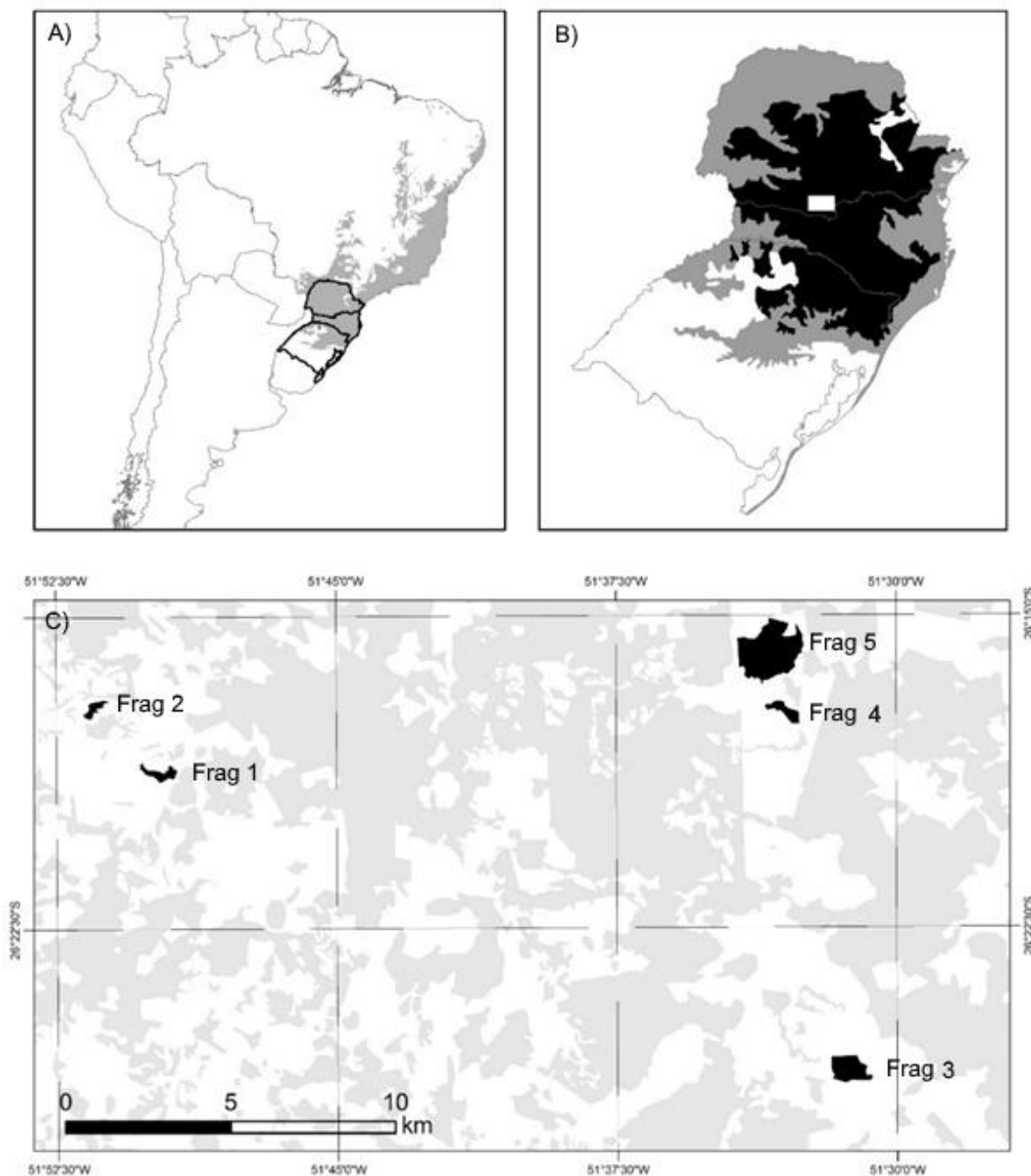
O trabalho foi desenvolvido nos municípios paranaenses de Bituruna, General Carneiro e Coronel Domingos Soares, localizados entre 26°50' e 27 ° 02' S e 51 ° 45' e 51 ° 57' W (FIGURA 16). Foram avaliados cinco fragmentos, que variaram de 24 a 290 hectares, tamanhos frequentemente encontrados nessa região (SANTOS et al., 2017).

O clima, segundo Köppen, é o subtropical úmido mesotérmico (Cfb) com temperatura média anual de 17 °C, e ocorrência de geadas severas e frequentes no inverno. As altitudes variam entre 900 a 1200 m e a topografia é fortemente ondulada a montanhosa. Os solos nesta região apresentam textura argilosa, derivados de rochas magmáticas ácidas (MAACK, 1981).

A região é composta, predominantemente, por mosaicos de vegetação nativa entremeada com plantios florestais de *Pinus* spp. e de *Eucalyptus* spp. e, em menor escala, agricultura e pastagem. A vegetação nativa é composta, basicamente, por florestas secundárias exploradas pela retirada de espécies madeiráveis por meio de corte seletivo. Por esse método de colheita, retirava-se grande densidade e volume de madeira, sem, contudo, remover a vegetação totalmente (BULFE et al., 2009). Entre os impactos imediatos do corte seletivo, pode-se destacar os danos à vegetação remanescente advindos do impacto da derrubada de árvores e da abertura de ramais de extração, pátios de estocagem e estradas (BULFE et al., 2009). Análises dendrocronológicas de rebrotas de caules de imbuia indicam que o corte seletivo na área de estudo se deu nos anos de 1970 a 1980 (COSMO et al., 2009), de modo que a última intervenção antrópica significativa teria ocorrido entre 40-50 anos atrás. Nessa região, 73% dos remanescentes possuem menos de 40 hectares e apenas seis têm áreas superiores a 1000 hectares (HENTZ et al., 2015).

A taquara-lixá (*Merostachys skvortzovii* Sendulsky), abundante na área de estudo, apresenta distribuição nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (SENDULSKY, 2001). Pode formar densos agrupamentos em forma de mosaicos no interior de fragmentos florestais. Entre 2003 e 2006, i.e., aproximadamente dez anos antes da realização deste estudo, os indivíduos dessa espécie floresceram (ciclo de 30 anos), frutificaram e secaram, abrindo imensas clareiras (LIEBSCH; REGINATO, 2009).

FIGURA 16. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. (A) BRASIL, COM LOCALIZAÇÃO DO BIOMA MATA ATLÂNTICA, (B) REGIÃO SUL DO BRASIL, COM DISTRIBUIÇÃO DO BIOMA MATA ATLÂNTICA E DA FLORESTA COM ARAUCÁRIA, COM DESTAQUE (BRANCO) PARA A REGIÃO DE ESTUDO, (C) DETALHE DA COBERTURA DA REGIÃO DE ESTUDO ONDE EM BRANCO ESTÃO REPRESENTAS AS ÁREAS DESFLORESTADAS OU RECOBERTAS POR PLANTIOS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EXÓTICAS, EM CINZA, FRAGMENTOS FLORESTAIS E EM PRETO, FRAGMENTOS FLORESTAIS ESTUDADOS.



FONTE: O autor (2018).

2.2 ANÁLISE DA PAISAGEM

Os cinco fragmentos estudados estão inseridos na mesma matriz de paisagem, formada por florestas nativas secundárias entremeadas a povoamentos de *Pinus* spp. destinados à produção de madeira. Para melhor caracterizar a paisagem em que cada fragmento está inserido, foi estabelecido um *buffer* de 500 metros (REF) dos limites de cada fragmento (fragmentos de 1 a 5, com 24 a 290 hectares), onde foram calculados: grau de cobertura de vegetação nativa (em porcentagem, denominada na tabela 06 de cobertura florestal %), número de fragmentos dentro do *buffer* (além do fragmento avaliado), e distância do fragmento vizinho mais próximo (DVMP) (TABELA 6).

Foram utilizadas imagens DigitalGlobe com resolução de 0,5 metros (ano de 2016), *database world imagery* - ESRI. A classificação visual do uso de solo separou em duas categorias: fragmentos florestais (cobertura florestal) e áreas desflorestadas (pastagens, agricultura) ou recobertas por plantios de espécies arbóreas exóticas (APÊNDICE 3). O tratamento e análise das imagens foi realizado no *software* ArcGis® versão 10.3.

TABELA 5. CARACTERÍSTICAS DA PAISAGEM EM QUE CADA FRAGMENTO DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA ESTUDADO NA REGIÃO SUL DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL, ESTÁ INSERIDO.

Fragmento analisado	TF analisado (ha)	Cobertura florestal %	Nº fragmentos dentro do <i>buffer</i>	DVMP (metros)
1	24	14	4	166
2	48	26	4	112
3	100	5	2	170
4	143	4	2	350
5	290	14	2	140

LEGENDA: TF= tamanho dos fragmentos. DVMP= distância do fragmento vizinho mais próximo.

2.3 AMOSTRAGEM DOS FRAGMENTOS

Em cada fragmento estudado foram alocadas duas parcelas retangulares de 100 x 20 m (2.000 m²), uma na borda e outra no interior, cada qual dividida em sub-parcelas de 10 x 20 m (200 m²) contíguas. A localização exata para alocação das parcelas (borda e interior) foi determinada *a priori* no programa Google Earth, evitando qualquer tendência na escolha das áreas durante o trabalho de campo. As parcelas situadas nas bordas foram alocadas com sua maior dimensão (100 m) perpendicular à borda do fragmento. A primeira parcela da borda de cada fragmento foi alocada a uma distância de cerca de 10 metros dos plantios, separada destes por um aceiro desprovido de vegetação arbórea ou arbustiva, que era limpo anualmente pela empresa proprietária da área.

2.4 LEVANTAMENTO DA VEGETAÇÃO E DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS

Para a análise das variáveis estruturais da vegetação, foi realizado o levantamento do estrato arbóreo adulto, amostrando todos indivíduos vivos com diâmetro à altura do peito (dap) $\geq 4,8$ cm e calculando a riqueza, abundância e área basal de cada sub-parcela. Em campo, após a marcação dos quatro vértices de cada sub-parcela, foi realizada uma avaliação visual da cobertura de taquaras e definida a porcentagem de área que elas ocupavam espacialmente e categorizadas conforme segue: 1 – sem taquaras, 2 – 1 a 25%, 3 – 26 a 50%, 4 – 51 a 75% e 5 – 76 a 100%.

Para cada espécie amostrada, foram buscadas na literatura e material de herbário informações sobre os atributos funcionais: forma de dispersão (biótica ou abiótica, de acordo com Pijl (1972); categoria ecológica (pioneira ou não-pioneira, conforme Swaine e Whitmore (1988), estratificação vertical (dossel ou sub-bosque, de acordo com Orihuela et al. (2015) e tamanho de frutos que foi medido (n=10) apenas para as espécies com dispersão biótica e categorizado em frutos pequenos (< 1,20 cm) ou grandes ($\geq 1,21$ cm de diâmetro), segundo trabalho de Benchimol et al., 2017.

2.5 ANÁLISE DOS DADOS

Para detectar agrupamentos florísticos foram utilizadas duas matrizes de dados, uma contendo a abundância e outra a composição (presença ou ausência) de espécies. Posteriormente, foi realizada uma ordenação do tipo escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com intuito de investigar como os fragmentos se ordenavam no espaço multidimensional. Foi utilizada a distância de Bray-Curtis para a matriz de abundância, indicada para dados quantitativos, e a distância de Sørensen para a matriz de composição, recomendável para dados qualitativos (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Para verificar a consistência do NMDS, calculou-se uma medida de *stress*, que indica a proporção da variância das disparidades não explicadas pelo modelo NMDS (MCCUNE; GRACE, 2002). A significância estatística do *stress* foi verificada por meio do teste de Monte Carlo com 999 permutações e a confirmação da estabilidade do *stress* na porção final das iterações foi verificada, conforme sugerido por McCune e Grace (2002).

Foram ajustados modelos lineares (LMM) modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para verificar o efeito do “tamanho dos fragmentos”, “distância da borda” e “cobertura de taquaras” sobre as variáveis-resposta: área basal, abundância total, riqueza total, riqueza e abundância de espécies pioneiras, espécies não zoocóricas, espécies de sub-bosque e espécies com frutos pequenos. Para as variáveis-resposta contínuas foram empregados LMMs, enquanto que GLMMs com distribuição de Poisson foram adotados para as variáveis categóricas. Os efeitos aleatórios dos modelos foram parametrizados de forma que permitissem interceptação aleatória considerando a variável “tipo de parcela” (ou seja, parcelas alocadas na borda ou no centro dos fragmentos) como aninhada na variável “tamanho de fragmento” (ou seja, os cinco fragmentos de floresta avaliados). As variáveis “tamanho de fragmento” e “distância da borda” foram padronizados pela média e desvio padrão para promover a convergência dos modelos. As vezes a estimativa da variância do efeito aleatório pode ser zero, e não contribuindo ao modelo (BATES et al., 2015). Assim, para testar a significância do efeito aleatório foram comparados a estrutura do componente aleatório como explicado previamente, com modelos com estruturas do componente aleatório determinadas somente com a variável “tipo de parcela” e com modelos sem componente aleatório. Estas diferentes estruturas do componente aleatório foram comparadas com base ao Critério de Informação de Akaike (AIC),

selecionado como estrutura do efeito a aleatório mais conveniente aquele que apresentou o menor valor de AIC. O componente fixo de cada modelo foi parametrizado considerando o “tamanho dos fragmentos”, “distância da borda” e “cobertura de taquaras” com interações de segundo e terceiro ordem.

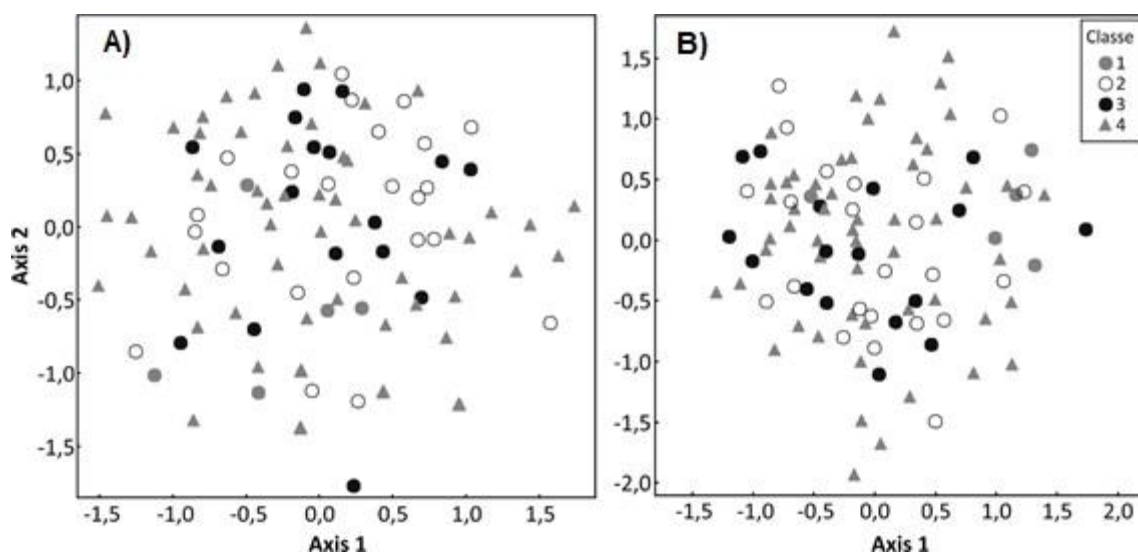
Foram usados os resíduos do modelo global (o modelo com todas as variáveis preditoras e as interações) para testar a existência de autocorrelação espacial. Para isso foram criados correlogramas espaciais baseados no índice I de Moran. Os pressupostos de normalidade, homogeneidade da variância e presença de *outliers* dos modelos foram inspecionados de forma visual com base aos resíduos. A significância das variáveis preditivas dos modelos foram derivadas do teste de qui-quadrado de Wald. As análises foram realizadas no programa R v. 3.4.1 (R CORE TEAM, 2017), com auxílio dos pacotes *lme4* (BATES, 2010), *car* (FOX; WEISBERG, 2011) e *r2glmm* (JAEGER, 2017), que foram usados para ajustar os modelos, realizar os testes de Wald e calcular o coeficiente de determinação respectivamente. Os correlogramas espaciais dos resíduos dos modelos foram criados no programa SAM v. 4.0 (RANGEL; DINIZ-FILHO; BINI, 2010).

3 RESULTADOS

Nos cinco fragmentos amostrados foram registrados 1743 indivíduos, pertencentes a 68 espécies. O número de espécies por fragmentos variou de 27 a 42 (média de 37 espécies). A abundância média foi de 348 indivíduos para cada fragmento, variando de 254 a 433. O número de espécies exclusivas variou de 1 (fragmento 3) a 8 (fragmento 1), com média de 4,2 espécies exclusivas por fragmento (APÊNDICE 4).

A análise NMDS dos fragmentos avaliados não evidenciou diferenças florísticas (riqueza) e estruturais (abundância) na vegetação em relação ao tamanho dos fragmentos (FIGURA 17), à distância das parcelas até a borda, ou à cobertura de taquaras ($p > 0,05$). A composição florística e a estrutura dos fragmentos apontam para um processo de homogeneização biótica, no qual a riqueza e a área basal não variam em função da distância da borda e do tamanho dos fragmentos.

FIGURA 17. DIAGRAMAS DE ORDENAÇÃO DAS PARCELAS PRODUZIDOS PELO ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO (NMDS), COM BASE NA ABUNDÂNCIA (A) E COMPOSIÇÃO (B) DE ESPÉCIES DOS CINCO FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA AVALIADOS. CLASSES REFEREM-SE A COBERTURA DE TAQUARAS.



NOTA: Classe: 1 – 1 A 25%, 2 – 26 A 50%, 3 – 51 A 75% E 4 – 76 A 100%.

FONTE: O autor (2018).

Os Modelos Linear Generalizados e Mistos não apresentaram autocorrelação espacial dos seus resíduos (ver APÊNDICE 5). A cobertura de taquaras afetou a riqueza (única variável significativa), abundância e área basal (TABELA 7). Foram detectadas interações significativas entre os diferentes parâmetros tanto para abundância e área basal. Para esta última variável, todos os parâmetros foram significativos. Destaca-se a falta de significância para a relação entre a variável riqueza e o tamanho de fragmentos ou a distância da borda (TABELA 7).

TABELA 6. EFEITO DO TAMANHO DO FRAGMENTO, DISTÂNCIA DA BORDA E COBERTURA TAQUARAS EM DIFERENTES PARÂMETROS ESTRUTURAIS DE FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCARIA. A SIGNIFICÂNCIA DAS VARIÁVEIS PREDITORAS BASEIA-SE NOS TESTES CHI-QUADRADO DE WALD. A ESTATÍSTICA PARCIAL DE R^2 FOI CALCULADA USANDO A ABORDAGEM DE NAKAGAWA E SCHIELZETH.

Variável	Parâmetros	GL	χ^2	p	R^2
Riqueza	Intercept	1	9.076	0.003	0.485*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	0.037	0.848	0.001
	Distância da borda (Dis borda)	1	0.163	0.687	0.003
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	34.302	0.000	0.005
	Tam fragmento: Dis borda	1	3.136	0.077	0.041
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	5.103	0.164	0.019
	Dis borda: Cob taquaras	3	2.921	0.404	0.009
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	0.610	0.737	0.018
Abundância	Intercept	1	22.937	0.000	0.367*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	1.104	0.294	0.004
	Distância da borda (Dis borda)	1	0.269	0.604	0.001
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	75.634	0.000	0.008
	Tam fragmento: Dis borda	1	5.005	0.025	0.021
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	4.157	0.245	0.014
	Dis borda: Cob taquaras	3	8.199	0.042	0.008
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	6.377	0.041	0.035
Area basal	Intercept	1	17.972	0.000	0.272*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	12.734	0.000	0.096
	Distância da borda (Dis borda)	1	4.269	0.039	0.087
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	38.190	0.000	0.279
	Tam fragmento: Dis borda	1	6.568	0.010	0.020
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	11.696	0.009	0.258
	Dis borda: Cob taquaras	3	19.457	0.000	0.263
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	7.797	0.020	0.040

LEGENDA: * representa o R^2 do modelo nulo.

As relações das diferentes guildas ecológicas revelam uma resposta semelhante à estrutura, com a cobertura de taquaras exercendo influência negativa sobre a riqueza e a abundância das guildas ecológicas (TABELA 8). Enquanto a proporção de espécies pioneiras não exibiu relação significativa com outra variável (individualmente ou com suas interações), a abundância dessas espécies está fortemente relacionada a todas elas. A riqueza e a abundância de espécies com dispersão abiótica (não zoocóricas) foi significativa para cobertura de taquaras e distância da borda (além de duas interações para abundância). A riqueza de espécies do dossel foi significativa apenas e individualmente para cobertura de taquaras, enquanto que a abundância desse grupo o foi para taquaras, tamanho de fragmentos e interações. A riqueza e a abundância de espécies com frutos pequenos exibiram relação significativa com a interação entre tamanho dos fragmentos e cobertura de taquaras (TABELA 8).

TABELA 7. EFEITO DO TAMANHO DO FRAGMENTO, DISTÂNCIA DA BORDA E COBERTURA TAQUARAS EM DIFERENTES ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES DA FLORESTA COM ARAUCARIA. A SIGNIFICÂNCIA DAS VARIÁVEIS PREDITORAS BASEIA-SE NOS TESTES CHI-SQUARE DE WALD. A ESTATÍSTICA PARCIAL DE R^2 FOI CALCULADA USANDO A ABORDAGEM DE NAKAGAWA E SCHIELZETH.

Variável	Parâmetro	GL	χ^2	p	R^2
Spp_PI	Intercept	1	1.852	0.174	0.328*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	1.318	0.251	0.016
	Distância da borda (Dis borda)	1	0.032	0.859	0.000
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	7.718	0.052	0.001
	Tam fragmento: Dis borda	1	0.296	0.587	0.013
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	0.952	0.813	0.004
	Dis borda: Cob taquaras	3	2.104	0.551	0.001
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	0.566	0.754	0.001
Ind_PI	Intercept	1	17.972	0.000	0.286*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	12.734	0.000	0.071
	Distância da borda (Dis borda)	1	4.269	0.039	0.025
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	38.190	0.000	0.063
	Tam fragmento: Dis borda	1	6.568	0.010	0.019
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	11.695	0.009	0.129
	Dis borda: Cob taquaras	3	19.457	0.000	0.055
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	7.797	0.020	0.035
Spp_DA	Intercept	1	4.733	0.030	0.286*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	0.088	0.767	0.000
	Distância da borda (Dis borda)	1	0.647	0.421	0.007
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	20.935	0.000	0.022

	Tam fragmento: Dis borda	1	4.469	0.035	0.023
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	6.469	0.091	0.008
	Dis borda: Cob taquaras	3	6.710	0.082	0.028
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	1.183	0.554	0.007
Ind_DA	Intercept	1	17.563	0.000	0.245*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	0.053	0.818	0.000
	Distância da borda (Dis borda)	1	4.191	0.041	0.017
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	23.471	0.000	0.051
	Tam fragmento: Dis borda	1	2.361	0.124	0.007
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	3.933	0.269	0.035
	Dis borda: Cob taquaras	3	10.206	0.017	0.060
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	10.772	0.005	0.004
Spp_DO	Intercept	1	3.749	0.053	0.453*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	0.128	0.720	0.003
	Distância da borda (Dis borda)	1	0.005	0.947	0.000
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	19.612	0.000	0.002
	Tam fragmento: Dis borda	1	1.479	0.224	0.028
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	2.099	0.552	0.008
	Dis borda: Cob taquaras	3	1.951	0.583	0.001
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	0.295	0.863	0.013
Ind_DO	Intercept	1	22.359	0.000	0.263*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	6.462	0.011	0.030
	Distância da borda (Dis borda)	1	1.724	0.189	0.007
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	37.958	0.000	0.016
	Tam fragmento: Dis borda	1	3.411	0.065	0.019
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	9.196	0.027	0.080
	Dis borda: Cob taquaras	3	9.200	0.027	0.014
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	8.685	0.013	0.041
Spp_FP	Intercept	1	7.788	0.005	0.225*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	0.767	0.381	0.008
	Distância da borda (Dis borda)	1	0.855	0.355	0.008
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	6.418	0.093	0.030
	Tam fragmento: Dis borda	1	0.022	0.883	0.000
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	15.509	0.001	0.060
	Dis borda: Cob taquaras	3	2.513	0.473	0.031
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	1.679	0.432	0.013
Ind_FP	Intercept	1	5.178	0.023	0.172*
	Tamanho fragmento (Tam fragmento)	1	0.047	0.494	0.005
	Distância da borda (Dis borda)	1	0.163	0.680	0.002
	Cobertura taquaras (Cob taquaras)	3	3.160	0.367	0.008
	Tam fragmento: Dis borda	1	0.000	0.988	0.000
	Tam fragmento: Cob taquaras	3	10.570	0.014	0.041
	Dis borda: Cob taquaras	3	2.769	0.428	0.007
	Tam fragmento: Dis borda: Cob taquaras	2	0.945	0.623	0.013

LEGENDA: SPP= RIQUEZA; IND= ABUNDÂNCIA; PI= PIONEIRAS; DA= DISPERSÃO ABIÓTICA; DO= DOSSEL, FP= FRUTOS PEQUENOS.

4 DISCUSSÃO

Os resultados mostram que os fragmentos de Floresta com Araucária estudados possuem grande similaridade em termos de riqueza e de estrutura (abundância e área basal), independentemente do seu tamanho e da distância que as comunidades estão em relação à borda. Indicam ainda impacto negativo da cobertura de populações de *Merostachys skvortzovii* sobre a comunidade arbórea dos fragmentos, tanto em termos estruturais quanto de guildas ecológicas.

A Floresta com Araucária historicamente foi submetida a impactos antrópicos de diversas formas e intensidades (SOUZA et al., 2008; SOUZA; CORTEZ; LONGHI, 2012; LIEBSCH et al., 2016). O corte de grande parte dos indivíduos e a abertura do dossel pode favorecer a entrada de luz (CAMPANELLO et al., 2009). Com isso, a colonização dos fragmentos por taquaras tem grande impacto na composição florística das espécies vegetais, dada a agressividade e a capacidade de algumas espécies em formar densos agrupamentos, ocupando grande parte do sub-bosque florestal (SMITH; WASSHAUSEN; KLEIN, 1981) e inibindo a regeneração natural de espécies arbóreas (SANQUETTA et al., 2007; DALLA CORTE et al., 2007; CAMPANELLO et al., 2009; MONTTI; CAMPANELLO; GOLSTEIN, 2011; SEVEGNANI et al., 2013).

Nesse estudo, encontrou-se similaridade florística entre bordas e porções de interior de fragmentos, o que parece não ser comum para Floresta com Araucária, com base em estudos prévios (p.ex. FONTOURA; GANADE; LAROCCA, 2006; PSCHIEDT et al., 2015; ORILHUELA et al. 2015; DALLA ROSA et al., 2015; SCHAADT; VIBRANS, 2015), ou outras formações florestais da Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994; CARVALHO et al., 2007; TABARELLI et al., 2010). Estudos apontam para uma relação entre a área do fragmento florestal e o estabelecimento e a permanência de espécies não pioneiras, enquanto as espécies pioneiras seriam favorecidas por florestas mais fragmentadas (DALLA ROSA et al., 2015; SCHAADT; VIBRANS, 2015).

A abertura de clareiras pela mortalidade das populações de taquaras é uma oportunidade para o estabelecimento e o recrutamento de espécies arbóreas (BUDKE et al., 2010). Na região estudada, o florescimento, a frutificação e a morte das populações da taquara *Merostachys skvortzovii* ocorreram dez anos antes da avaliação de campo (LIEBSCH; REGINATO, 2009). Porém, esse período parece ter sido insuficiente para permitir a regeneração de espécies não pioneiras, pois a maioria

dos indivíduos de menor diâmetro pertencem às mesmas espécies pioneiras que compõem o dossel, comuns em toda comunidade. De fato, há uma predominância de espécies iniciais de sucessão no setor onde ocorreu a mortalidade de taquara. Os resultados apontam para a possibilidade de alterações profundas no processo de dinâmica florestal, com grande predomínio de espécies pioneiras, gerando um processo chamado de sucessão retrogressiva, ou seja, de retorno às fases iniciais de sucessão (SANTOS et al., 2008; TABARELLI; LOPES; PERES, 2008). De forma complementar e não excludente, é possível que haja falta de sementes de espécies não pioneiras, provenientes da chuva de sementes ou mesmo, falta de dispersão de propágulos de outros locais (HOLL, 1999).

Espécies de sub-bosque necessitam de condições físicas e estruturalmente desenvolvidas para que permaneçam (em áreas fragmentadas), ou se estabeleçam (áreas em sucessão), principalmente em relação à intensidade de luz que chega ao componente inferior da floresta (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; SANTOS et al., 2008). Em áreas fragmentadas, em função de uma série de variáveis físicas e ambientais, a distância da borda é outro fator que explica a ocorrência dessas espécies (SANTOS et al., 2008). Os resultados sugerem competição por recursos entre a comunidade desse estrato e as taquaras. Com isso, algumas famílias que são comumente encontradas no sub-bosque, como Myrtaceae e Rubiaceae, apresentariam baixo recrutamento, levando ao desaparecimento de populações locais (BENCHIMOL et al., 2017).

A relação inversa entre cobertura de taquaras e ocorrência (e abundância) de espécies zoocóricas com frutos grandes é extremamente preocupante, pois pode desencadear um efeito cascata (JORGE et al., 2013) e refletir nas populações em longo prazo (BENCHIMOL et al., 2017). De fato, o sucesso reprodutivo de grande parte das espécies florestais está diretamente relacionado à presença de recursos atrativos para a fauna frugívora (DIRZO et al., 2014; GALETTI; DIRZO, 2013) e sabe-se que a fragmentação é um dos principais fatores que alteram significativamente as interações de dispersão de sementes (DIRZO et al., 2014).

Uma maior riqueza de espécies pioneiras, quando comparada a outras fisionomias florestais, estaria ligada à história evolutiva da Floresta com Araucária (ORIHUELA et al., 2015). O sucesso do processo de expansão das florestas sobre áreas de campos (formando ilhas na paisagem) teria relação com as características das espécies, mais resistentes à exposição de luz, temperaturas extremas (incluindo

geadas) e estresse hídrico associado a solos rasos. Com isso, as espécies dessa fitofisionomia poderiam ser definidas como *disturbance-adapted*, uma vez que há grande similaridade entre esse processo de expansão e a formação de bordas por fragmentação antrópica (ORIHUELA et al., 2015). A composição de espécies pioneiras encontrada em pequenos fragmentos pode ser diferente daquela de grandes fragmentos (ORIHUELA et al., 2015), o que não foi observado no presente trabalho. De fato, as cinco espécies mais abundantes são pioneiras e totalizam 46% dos indivíduos amostrados, sendo comumente associadas a ambientes alterados e degradados (SANQUETTA, 2007). Assim, é provável que a abundância de espécies pioneiras encontradas esteja intimamente ligada com o grau de antropização, ou cobertura de taquaras.

A falta de uma diferenciação florística entre a borda e o interior dos fragmentos estudados sugere homogeneização biótica (LOBO et al., 2011; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Como salientado por Mckinney e Lockwood (1999), as populações de *Merostachys skvortzovii* são *winners*, exercendo influência direta sobre as demais, principalmente aquelas de grupos funcionais mais sensíveis, como espécies de sub-bosque e não pioneiras (OLIVEIRA; SANTOS; TABARELLI, 2008), que seriam os *losers*. Trata-se de um típico caso onde os impactos antrópicos auxiliaram o desenvolvimento de uma espécie nativa, mas com alta capacidade de crescimento, muito similar as espécies invasoras. É possível que áreas extensas dos fragmentos avaliados tenham sofrido restrições ao recrutamento de espécies ou mesmo perda de espécies não pioneiras em função dessa dominância. Na Amazônia, 26 anos após o processo de fragmentação da floresta, observou-se um aumento significativo de espécies pioneiras (BENCHIMOL; PERES, 2015). Ainda, a dominância de espécies pioneiras foi diretamente dependente do tamanho dos fragmentos formados, sendo que os menores se mostraram mais susceptíveis a essa mudança nas características das comunidades (SANTOS et al., 2008; BENCHIMOL; PERES, 2015).

Os fragmentos avaliados, com grande similaridade florística e significativa simplificação dos atributos funcionais, apontam para um intenso processo de erosão funcional dos ecossistemas (TABARELLI et al., 2010; BENCHIMOL; PERES, 2015; ROCHA-SANTOS et al., 2017). Interações importantes podem ter sido perdidas, ou simplificadas pela redução da abundância de muitas espécies vegetais que encontram forte barreira para o recrutamento na intensa ocupação por taquaras.

5 CONCLUSÕES

No presente trabalho verificou-se que a ocupação por taquaras influenciou negativamente nas variáveis estruturais (abundância, riqueza e área basal) e guildas funcionais (espécies pioneiras, dispersão abiótica e dossel). Por outro lado, o tamanho dos fragmentos e a distância da borda não apresentaram relação com a grande maioria das variáveis. Em fragmentos intensamente antropizados, o tamanho dos fragmentos e posição das parcelas em relação às bordas, não influenciaram as comunidades arbóreas estudadas.

A hipótese inicial foi confirmada, indicando que fragmentos antropizados possuem semelhanças estruturais e de guildas funcionais, revelando um claro processo de homogeneização biótica combinado com erosão funcional de ecossistemas florestais. A antropização dos fragmentos, com corte seletivo, parece ter favorecido a expansão de uma espécie nativa, *Merostachys skvortzovii* altamente agressiva, capaz de inibir a regeneração de outras espécies, principalmente de guildas mais sensíveis e especializadas.

REFERÊNCIAS

- ABADIE, J.; MACHON, N.; MURATET, A.; PORCHER, E. 2011. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. **Journal of Ecology**, v. 99, p. 1134-1142, 2011.
- BATES, D.M. **lme4: Mixed-effects modeling with R**. Springer New York, 2010. 131p.
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015.
- BENCHIMOL, M.; MARINHO-NETO, E.; FARIA, D.; ROCHA-SANTOS, L.; PESSOA, M.S.; GOMES, F.S.; TALORA, D.C.; CAZETTA, E. Translating plant community responses to habitat loss into Conservation practices: Forest cover matters. **Biological Conservation**, v. 209, p. 499-507, 2017.
- BENCHIMOL, M.; PERES, C.A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, v. 103, p. 408-420, 2015.
- BUDKE, J.C.; ALBERTI, M.S.; ZANARDI, C.; BARRATO, C.; ZANIN, E.M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1345-1349, 2010.
- BULFE, N.M.L.; GALVÃO, F.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DONAGH, P.M. Efeitos da exploração convencional e de impacto reduzido em uma floresta estacional semidecidual, na província de Misiones, Nordeste da Argentina. **Floresta**, v. 39, n. 2, p. 365- 379, 2009.
- CAMPANELLO, P.I.; MONTTI, L.; MACDONAGH, P.; GOLDSTEIN, G. Reduced-Impact Logging and Post-Harvest Management in the Atlantic Forest of Argentina: Alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. In: GROSSBERG, S.P. (ed.) **Forest Management**. Nova Science Publishers, New York, p. 39-59, 2009.
- CARVALHO, W.A.C., OLIVEIRA-FILHO, A.T., FONTES, M.A.L., CURI, N. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.2, p. 315-335, 2007.
- CASTELLA, P.R.; BRITEZ, R.M. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2004, 233p.
- COSMO, N.L.; LIRA, P.K.; MORESCO, G.C.; SOFFIATTI, P.; SOUSA, T.R.; VASCONCELLOS, T.J.; LISI, C.S.; BOTOSSO, P.C. Dendroecologia da espécie *Ocotea porosa* (Imbuia), Lauraceae, em áreas de Floresta Ombrófila Mista na região de Faxinal do Céu, Paraná. In: **South American Dendrochronological Fieldweek**, 5. Colombo: Embrapa Florestas, 2009.

DALLA CORTE, A.P.; MIRANDA, D.L.C.; WEBER, K.S.; NUNES, E.L.S.; SANQUETA, C.R.; FERREIRA, R.C. Regeneração natural na Floresta Ombrófila Mista submetida a tratamentos de controle de taquara. **Revista Acadêmica**, v.5, n.2, p.177-188, 2007.

DALLA ROSA, A.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; GUIDINI, A.L.; SPIAZZI, F.R.; NEGRINI, M.; ANSOLIN, R.D.; BENTO, M.A.; GONÇALVES, D.A.; FERREIRA, T.S. Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 273-280, 2015.

DIRZO, R.; YOUNG, H.S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC N.J.B.; COLLEN, B. Defaunation in the anthropocene. **Science**, 345, p. 401-406, 2014.

DUARTE, L.D.S.; BERGAMIN, R.S.; MARCILIO-SILVA, V.; SEGER, G.D.D.S.; MARQUES, M.C.M. Phylobetadiversity among Forest Types in the Brazilian Atlantic Forest Complex. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. 1-10, 2014.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 48, p. 1-45, 2017.

FLYNN, D.F.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.T.; LIN, B.B.; SIMPSON, N.; MAYFIEL, M.M.; DECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, 2009.

FONTOURA, S.B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across edge between Araucaria Forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 1, p. 79-91, 2006.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**. SAGE Publications, Thousand, 2011.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GASPER, A.L.; SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; SOBRAL, M.; UHLMANN, A.; LINGNER, D.V.; RIGON-JUNIOR, M.J.; VERDI, M.; STIVEL-SANTOS, A.; DREVECK, S.; KORTE, A. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: espécies da Floresta Ombrófila Mista. **Rodriguésia**, v. 64, n. 2, p. 201-210, 2013.

GROENEVELD, J.; ALVESC, L.F.; BERNACCI, L.C.; CATHARINO, E.L.M.; KNOGGE, C.; METZGER, J.P.; PÜTZ, S.; HUTH, A. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 2450-2459, 2009.

GUILHERME, F.A.G.; MORELLATO, L.P.C.; ASSIS, M.A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 725-737, 2004.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; EUSKIRCHEN E.S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S.; ESSEEN, P.

Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, p. 768-782, 2005.

HENTZ, A.; DALLA CORTE, A.P.; BETINA, D.; SANQUETTA, C.R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do Rio Iguaçu - PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 21, p. 2842-2858, 2015.

HILL, J.L.; CURRAN, P.J. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 1391-1403, 2003.

HOLL, K. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHIMD, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, V.; WARDLE, D.A Effects Of Biodiversity On Ecosystem Functioning: A Consensus Of Current Knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, pp. 3-35, 2005.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais (Manuais Técnicos em Geociências, n.1), 2012. 275p.

JAEGER, B. **r2glmm: Computes R Squared for Mixed (Multilevel) Models**. R Package Version 0.1.2. Available online: <https://github.com/bcjaeger/r2glmm>.

JORGE, M.L.S.P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49-57, 2013.

KERSTEN, R.A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P.V.; FELFILI, J.M.; MELO, M.M.R.; ANDRADE, L.A.; MEIRA-NETO, J.A.A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos, V2**. Editora UFV, Viçosa, p. 156-182, 2015.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, p. 17-51, 1960.

KLEIN, R.M. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. In: REITZ, R. (ed.). **Flora ilustrada catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, p. 1-24p, 1978.

LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIRHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.;

SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; HOUTAN, K. S. V.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, p. 56-67, 2011.

LEGENDRE P, LEGENDRE L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier; 2012, 853p.

LIEBSCH, D.; MAÇANEIRO, J.P.; MARCON, A.K.; GALVÃO, F. Influência de impactos antrópicos em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 87, p. 277-287, 2016.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features in the secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

LIEBSCH, D.; REGINATO, M. Florescimento e frutificação de *Merostachys skvortzovii* Sendulsky (taquara-lixia) no estado do Paraná. **Iheringia-Série botânica**, v. 64, p. 53-56, 2009.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

LOPES, A.V.; GIRAO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, 1154–1165, 2009.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado Paraná**, 2ª.Ed., Rio de Janeiro, J. Olympio, 1981, 450p.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475-485, 2014.

MÄHLER JUNIOR, J.K.F.; LAROCA, J.F. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da floresta com araucária. In: FONSECA, C.R.; SOUZA, A.F.; LEAL-ZANCHET, A.M.; DUTRA, T.; BACKES, A.; GANADE, G. **Floresta com Araucária – Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Holos, Ribeirão Preto, p. 243-252, 2009.

MALCHOW, E.; KOEHLER, A.B.; PÉLLICO NETTO, S. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande - PR. **Revista Acadêmica**, v. 4, n. 2, p. 85-94, 2006.

MATOS, D.M.S.; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, p. 27-30, 2009.

MCCUNE, B.; GRACE, J.B. **Analysis of ecological communities**. MjM: Gleneden Beach, 2002, 300p.

MCKINNEY, M.L.; LOCKWOOD, J.L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, p. 450-453, 1999.

MONTTI, L.; CAMPANELLO, P.I.; GOLDSTEIN, G. Flowering, die-back and recovery of a semelparous woody bamboo in the Atlantic Forest. **Acta Oecologica**, v. 37, p. 361-368, 2011.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, p. 786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NEPSTAD, D. C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; LIMA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, p. 505-508, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A.L. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary Forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 685-701, 1994.

OLIVEIRA, M.A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyperfragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910-1917, 2008.

ORIHUELA, R.L.L.; PERES, C.A.; MENDES, G.; JARENKOW, J.A.; TABARELLI, M. Markedly divergent tree assemblage responses to tropical forest loss and fragmentation across a strong seasonality gradient. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, e0136018, 2015.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178-1190, 2009.

PIJL, L. VAN DER., **Principles of Dispersal in Higher Plants**, 2nd, Springer-Verlag, Berlim, 1972, 162p.

PSCHEIDT, F.; RECH, C.C.; MISSIO, F.F.; BENTO, M.A.; JUNIOR, F.B; ANSOLIN, R.D.; BONAZZA, M.; AGUIAR, M.D.; SILVA, A.C; HIGUCHI, P. Variações florístico-estruturais da comunidade arbórea associadas à distância da borda em um fragmento florestal no planalto sul-catarinense. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 421-430, 2015.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2017.

RANGEL, T.F.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography**, v. 33, p. 46-50, 2010.

REZENDE, V.L.; EISENLOHR, P.V.; VIBRANS, A.C.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Humidity, low temperature extremes, and space influence floristic variation across an insightful gradient in the Subtropical Atlantic Forest. **Plant Ecology**, v. 216, p. 759-774, 2015.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA-SANTOS, L.; BENCHIMOL, M.; MAYFIELD, M.M.; FARIA, D.; PESSOA M.S.; TALORA, D.C.; MARIANO-NETO, E.; CAZETTA, E. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. **PLoS ONE**, v. 12, n. 4, e0175545, 2017.

ROCHA-SANTOS, L.; PESSOA, M.S.; CASSANO, C.R.; TALORA, D.C.; ORIHUELA, R.L.L.; MARINHO-NETO, E.; MORANTE-FILHO, J.C.; FARIA, D.; CAZETTA, E. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. **Biological Conservation**, v. 196, p. 1-9, 2016.

SANQUETTA, C.R. Controle de taquaras como alternativa para a recuperação da floresta com Araucária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55, p. 45-53, 2007.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CÔRTE, A. P.; SALZMANN, A. M.; VULCANIS, L. Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sob influência de taquaras. **Revista Ambiente**, v. 3, n. 1, p. 65-78, 2007.

SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249-260, 2008.

SANTOS, R.; LANDIM, I.A.M.; DALLA CORTE, A.P.; SANQUETTA, C.R. Dinâmica e fragmentação florestal na sub-bacia do médio Iguaçu (PR) no período de 2000 a 2015. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 2, n. 2, p. 76-85, 2017.

SCHAADT, S.S.; VIBRANS, A.C. O Uso da Terra no Entorno de Fragmentos Florestais Influencia a sua Composição e Estrutura. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 437-445, 2015.

SENDULSKY, T. 2001. Gênero *Merostachys*. In: WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M. (coords.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, V1**. Hucitec, São Paulo, p. 39-42, 2001.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; GASPER, A.L. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol III, Floresta Ombrófila Mista**. Edifurb, Blumenau, p.275-278, 2013.

SMART, S. M.; THOMPSON, K.; MARRS, R. H.; DUC, M. G. L.; MASKELL, L. C.; FIRBANK, L. G. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. **Proceedings of The Royal Society**, v. 273, p. 2659-2665, 2006.

SMITH, L.B.; WASSHAUSEN, D.C.; KLEIN, R.M. Gramíneas. In: REITZ, R. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, 1981.

SILVA, J.M.C.; CASTELETTI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. CABS & Island Press, Washington, p. 43-59. 2003.

SOUZA, A.F.; FORGIARINI, C.; LONGHI, S.J.; BRENA, D.A. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, p. 221-232, 2008.

SOUZA, A.F.; CORTEZ, L.S.R.; LONGHI, S.J. Native forest management in subtropical South America: long-term effects of logging and multiple-use on forest structure and diversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 8, p. 1953-1969, 2012.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; GIRAO, L.C.; PERES, C.A.; LOPES, A.V. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, p. 1654-1663, 2010.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects drive Tropical Forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v. 40, p. 657-661, 2008.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v.106, n.2, p.165-176, 2002.

TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136-140, 2012.

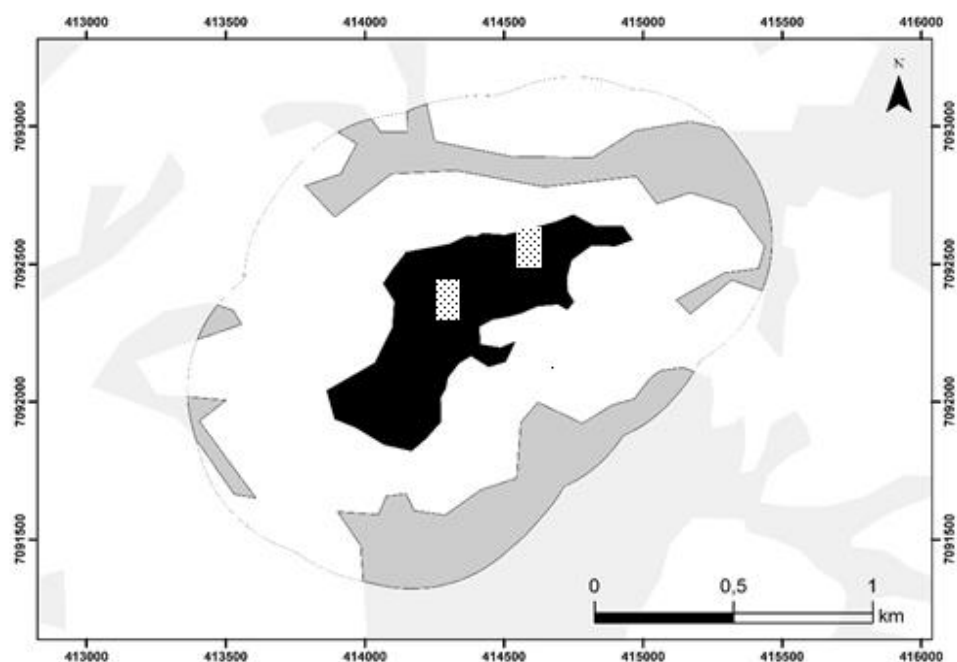
TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-572, 1993.

VIBRANS, A.C.; MCROBERTS, R.E.; LINGNER, D.V.; NICOLETTI, A.L.; MOSER P. Extensão original e atual da cobertura florestas de Santa Catarina. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol III, Floresta Ombrófila Mista**. Edifurb, Blumenau, p. 25-31, 2012.

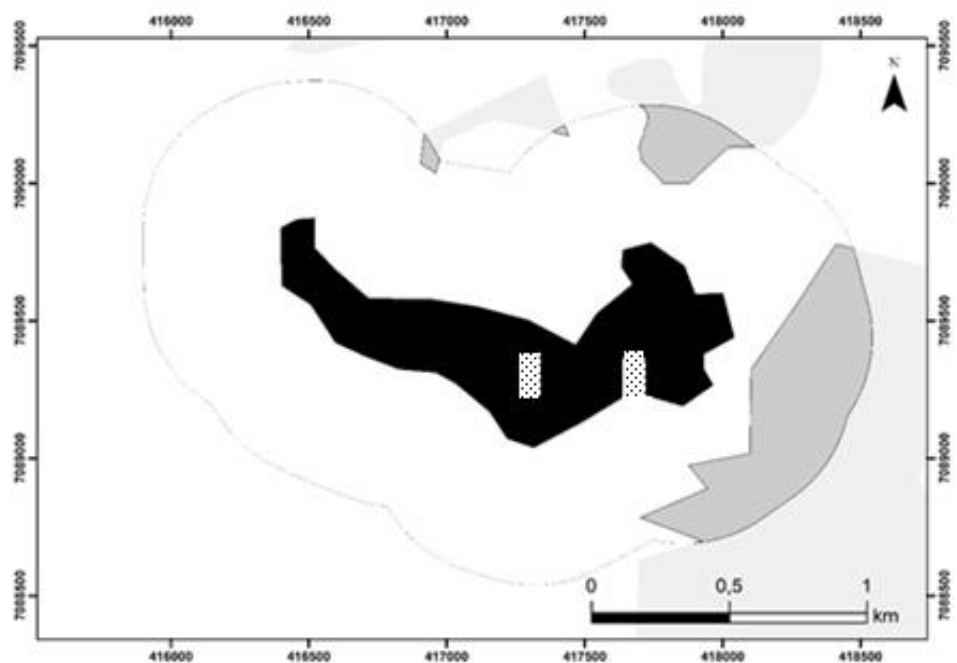
APÊNDICE 3

Uso de solo da paisagem dos cinco fragmentos analisados. Preto= fragmentos florestais analisados, cinza= outros fragmentos florestais (não analisados), branco= áreas desflorestadas ou recobertas por plantios de espécies arbóreas exóticas. A linha circundando o fragmento é o *buffer* de 500 metros. Os retângulos nos fragmentos representam as parcelas (borda e interior).

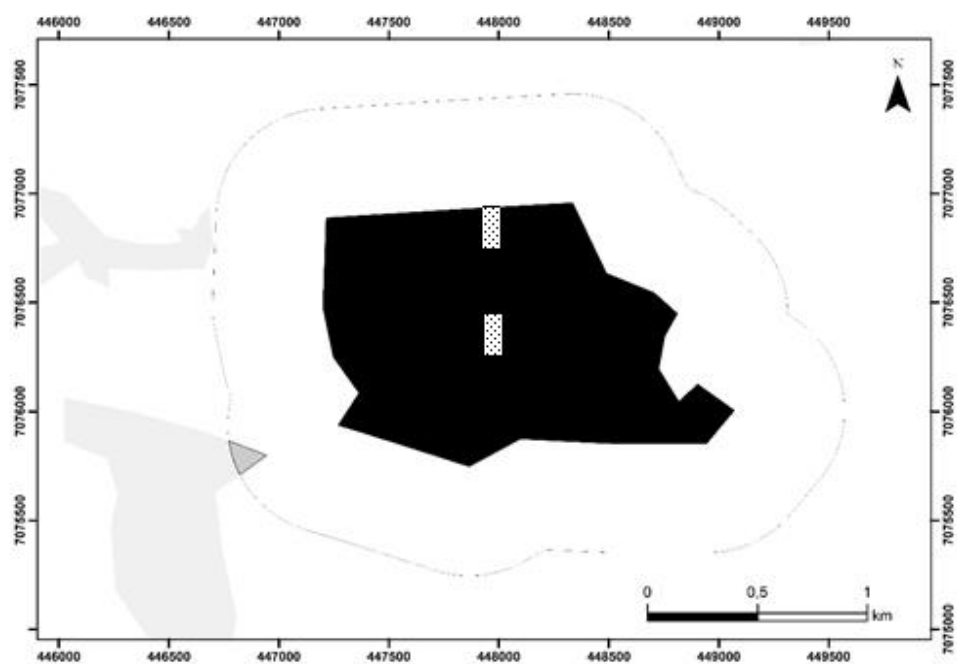
Fragmento 01 – 24 hectares



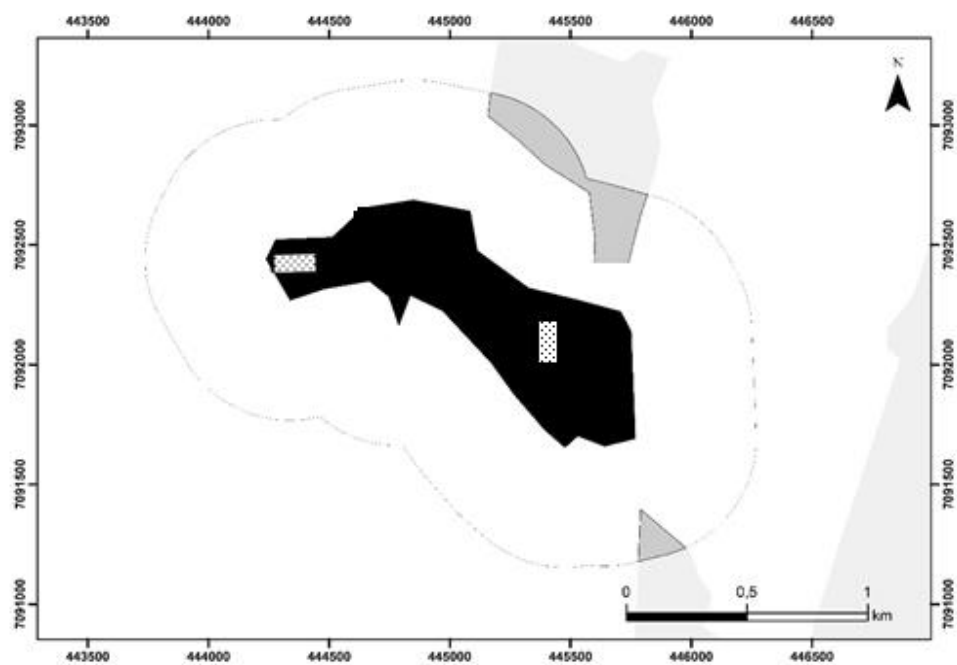
Fragmento 02 – 48 hectares



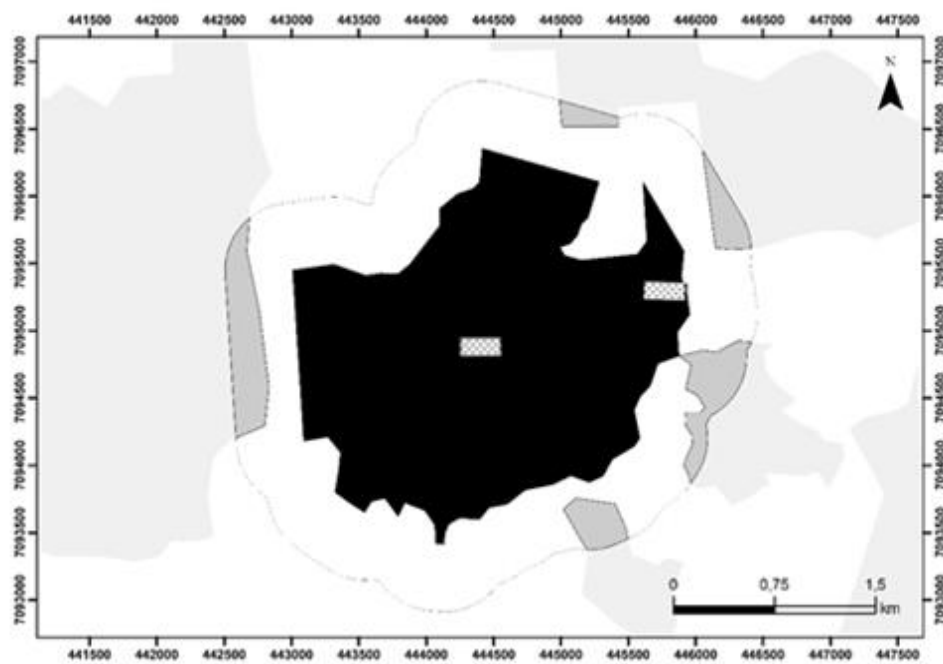
Fragmento 03 – 100 hectares



Fragmento 04 – 147 hectares



Fragmento 05 – 290 hectares



APÊNDICE 4

Abundância de cada espécie amostrada em cinco fragmentos de Floresta com Araucária do Sul do Brasil. Numeração dos fragmentos conforme tabela x. ABU= abundância total.

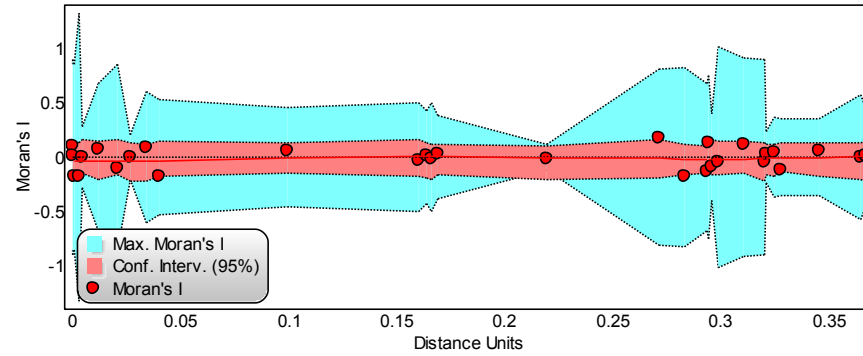
Família	Espécie	Fragmentos					ABU
		1	2	3	4	5	
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand		10			2	12
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	5		1	1		7
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek		3				3
	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	2	3			2	7
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	31	29	6	12	22	100
	<i>Ilex taubertiana</i> Loes.	5			3		8
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek		1		2	4	7
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	7	9		3		19
Asteraceae	<i>Baccharis oreophila</i> Malme				11		11
	<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera	1					1
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	22	31	76	109	30	268
	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker		8				8
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	47	10	55	71	28	211
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	17	2	7	15	18	59
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	3	3	2	12	9	29
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	8	35	5	8	20	76
	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.		1			2	3
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	29	5	7	1	49	91
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea lasiocoma</i> K.Schum.	6		2	4	2	14
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	22		3	7	1	33
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	45			2	3	50
Fabaceae	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	1	1		7	3	12
	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	20	11	88	40		159
Lauraceae	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.			3	1	4	8
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees					1	1
	<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez		5		2		7
	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	6	8		15	13	42
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	14	3	1	6	2	26
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez		1		4		5
	<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	2					2
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.		3		1	4	8
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1					1
Myrtaceae	<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	2					2
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	5			1		6
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.					2	2
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	1	2			1	4

Família	Espécie	Fragmentos					ABU
		1	2	3	4	5	
	<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum		2				2
	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.			1			1
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.		1		1	1	3
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.					3	3
	Myrtaceae indeterminada 01			1	1		2
	Myrtaceae indeterminada 02	5					5
	Myrtaceae indeterminada 03				1	9	10
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	20	14	11	49	24	118
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	3					3
	<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	2					2
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.		19			1	20
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.		6				6
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.					6	6
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	2	8	18	1	58	87
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	8		1	4	1	14
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.					1	1
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.				4	1	5
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.			2		4	6
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer				1		1
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	2			2		4
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1		3		2	6
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	5	1	1	10	2	19
Solanaceae	<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	5	1	1		1	8
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	1					1
	<i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs	2	3				5
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	4	3	5	1	7	20
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	3		5	3	13	24
	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl			1		1	2
Symplocaceae	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	12	12		16	10	50
	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	2		1		3	6
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers				1		1

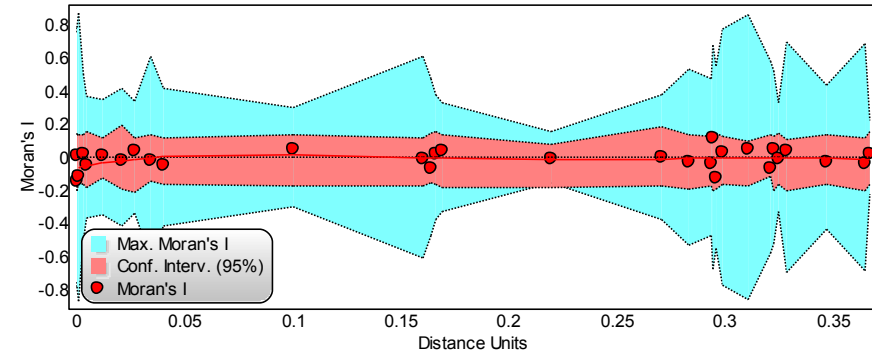
APÊNDICE 5

Correlograma espacial dos resíduos os modelos globais, para variáveis estruturais e guildas de espécies e indivíduos.

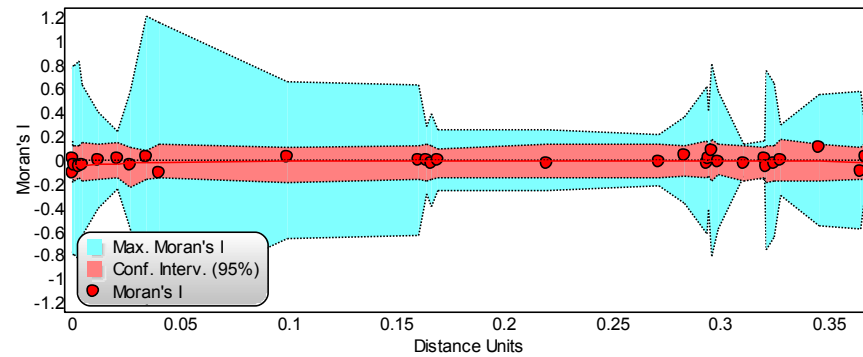
Riqueza



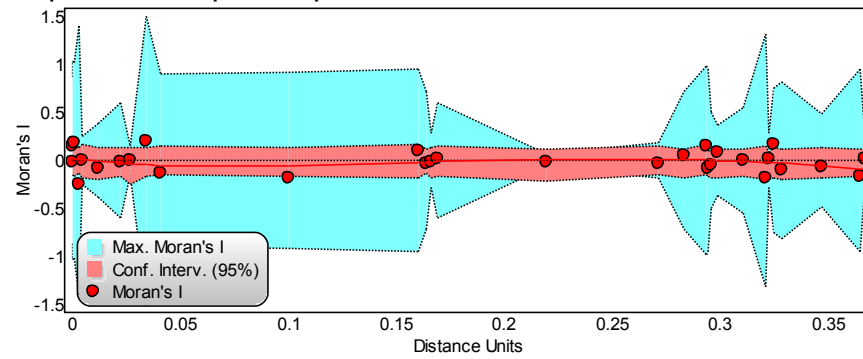
Abundância



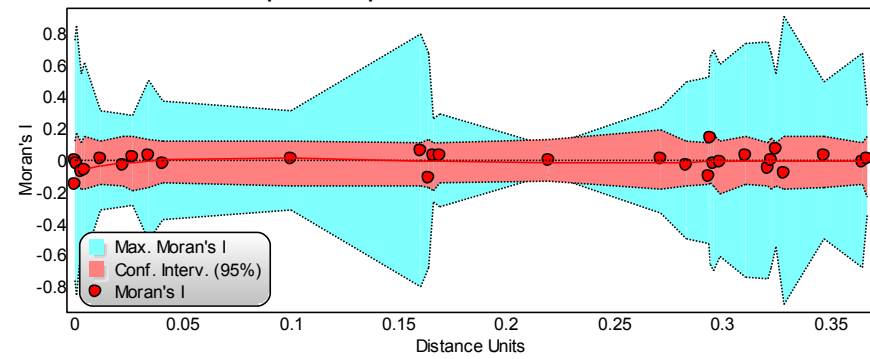
Área basal



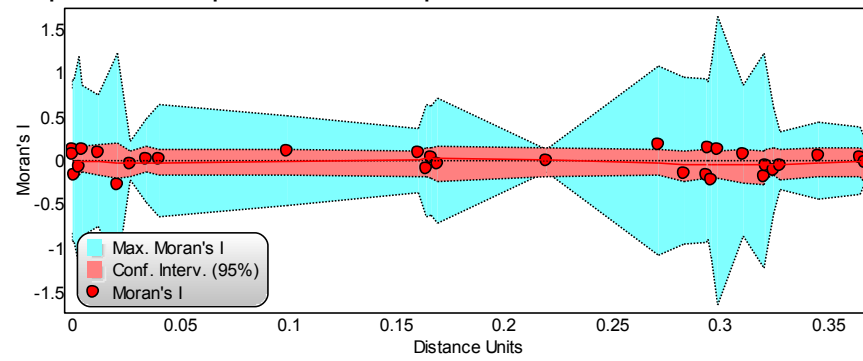
Riqueza de espécies pioneiras



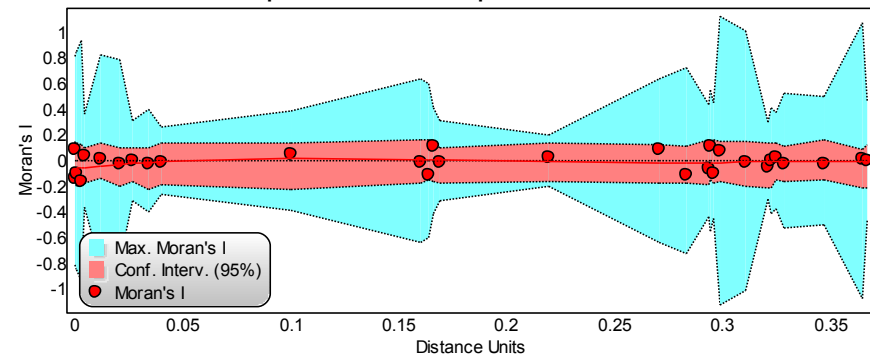
Abundância de espécies pioneiras



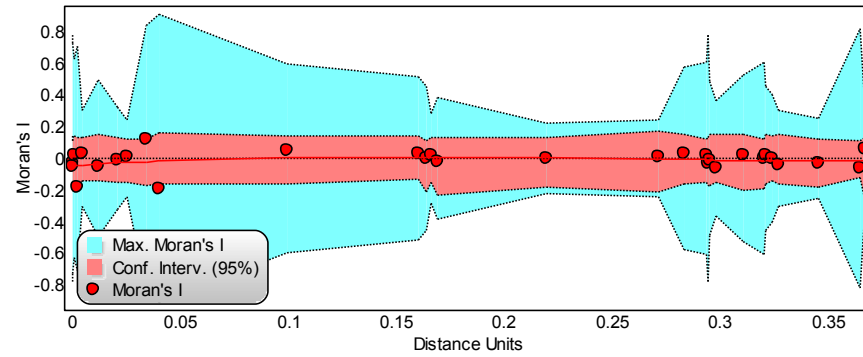
Riqueza de espécies com dispersão abiótica



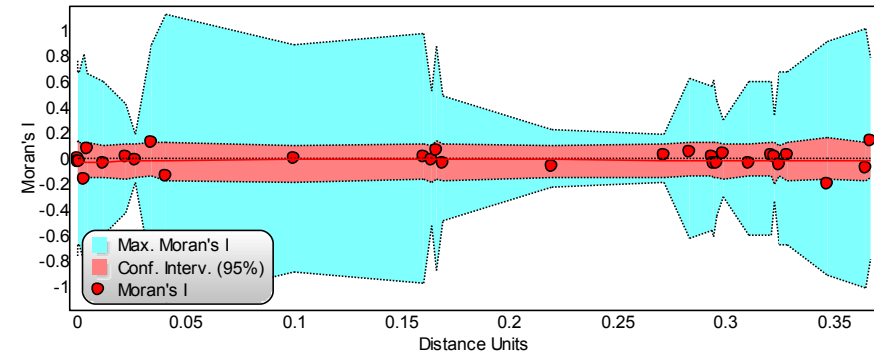
Abundância de espécies com dispersão abiótica



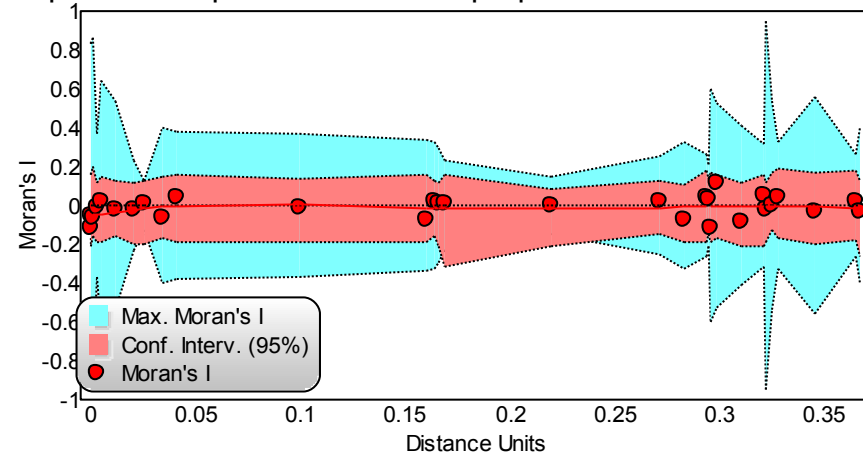
Riqueza de espécies dossel



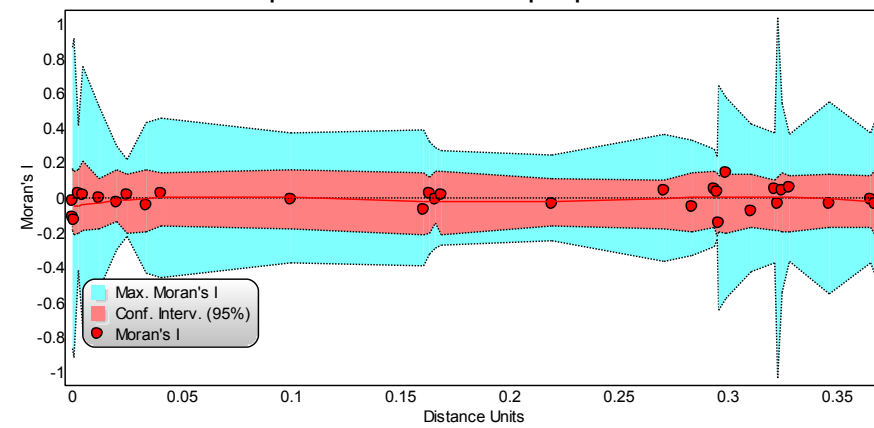
Abundância de espécies dossel



Riqueza de espécies com frutos pequenos



Abundância de espécies com frutos pequenos



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nas informações obtidas e apresentadas ao longo dos três capítulos, relativas à avaliação dos impactos antrópicos (corte seletivo) e aqueles causados pela passagem de um ciclone em fragmentos da Floresta com Araucária, pode-se concluir que:

- A passagem de um ciclone extratropical causou elevada mortalidade de indivíduos arbóreos. A densidade da madeira e classe diamétrica não explicaram a diferença entre a mortalidade em áreas atingidas ou não pelo ciclone. Por outro lado, indivíduos não-pioneiros apresentaram mortalidade maior nas áreas com ciclone.
- Em relação às características da paisagem, parcelas localizadas em porções elevadas da paisagem e em morros isolados, assim como próximas às bordas, exibiram maiores taxas de mortalidade.
- A intensificação dos efeitos do aquecimento global, com o aumento na intensidade e frequência de tais distúrbios é preocupante, especialmente para a Floresta com Araucária, pois a fragmentação pode potencializar os efeitos de tais eventos.
- A ocorrência do ciclone influenciou diretamente nas taxas demográficas. Apesar de aumentar a mortalidade, provocou aumento na riqueza, nas taxas de recrutamento e de turnover, bem como o incremento em área basal. Impactos naturais dessa natureza podem desencadear alterações significativas na velocidade das taxas demográficas, influenciando na diversidade das comunidades vegetais.
- Análise da riqueza, abundância, área basal e atributos funcionais de espécies e indivíduos da Floresta com Araucária demonstraram pouca relação dessas com tamanho dos fragmentos e posição das parcelas em relação à borda dos fragmentos. Por outro lado, verificou-se que a cobertura de taquaras exerce influência negativa sobre a estrutura e a maioria dos atributos, em especial à riqueza e à abundância de espécies de dossel. Os resultados apontam para uma simplificação florística, estrutural e de atributos funcionais como reflexo de um processo de homogeneização biótica e erosão funcional, causado pela superdominância de uma espécie nativa.

RECOMENDAÇÕES

- Continuidade dos monitoramentos das áreas afetadas pelo ciclone por períodos mais longos. A tendência observada em 2016, de que nas áreas sem taquaras poderia ocorrer um maior recrutamento poderá ser confirmada. Essa avaliação é fundamental para verificar o efeito das taquaras na regeneração natural em relação à passagem do ciclone, o que não pode ser comprovado estatisticamente nesse estudo.
- Programas de enriquecimento de florestas degradadas são fundamentais para reestabelecer populações vegetais intensamente impactadas pelo manejo inadequado dos remanescentes florestais. Como os fragmentos com populações de taquaras imprimem uma dificuldade para regeneração de grupos de espécies, a resistência oferecida pelas taquaras precisa ser superada. Muitos casos, ações antrópicas com controle físico das taquaras podem favorecer a regeneração de espécies.
- A manutenção de áreas de vegetação em bom estado de conservação, para que funcionem como fonte de sementes para compor futuras florestas secundárias e enriquecimento dos atuais fragmentos. Os esforços de conservação devem buscar o estabelecimento de corredores para a conexão de paisagens a fim de restabelecer a circulação de animais, favorecendo a movimentação de propágulos de espécies entre áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFIAS GERAIS

- ABADIE, J.; MACHON, N.; MURATET, A.; PORCHER, E. 2011. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. **Journal of Ecology**, v. 99, p. 1134-1142, 2011.
- ALARCON, G.G.; DA-RÉ, M.A.; FUKAHORI, S.T.I.; ZANELLA, L.R. Fragmentação da Floresta com Araucária e ecossistemas associados no Corredor Ecológico Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 24, n. 3, p. 25-38, 2011.
- ALEXANDER, J.M.; DIEZ, J.M.; LEVINE, J.M. Novel competitors shape species' responses to climate change. **Nature**, v. 525, p. 515–518, 2015.
- ALTMAN, J.; DOLEZAL, J.; CERNY, T.; SONG, J. Forest response to increasing typhoon activity on the Korean peninsula: evidence from oak tree-rings. **Global Change Biology**, v. 19, p. 498-504, 2013.
- AMARAL, L.P.; FERREIRA, R.A.; WATZLAWICK, L.F.; LONGHI, S.J.; SEBEM, E. Influência da floresta alterada na distribuição espacial de três espécies da Floresta Ombrófila Mista avaliada pela geoestatística. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 491-501, 2013.
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015.
- BATES, D.M. **lme4: Mixed-effects modeling with R**. Springer New York, 2010. 131p.
- BECKERT, S.M.; ROSOT, M.A. D.; ROSOT, N.C. Crescimento e dinâmica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 209-218, 2014.
- BENCHIMOL, M.; MARINHO-NETO, E.; FARIA, D.; ROCHA-SANTOS, L.; PESSOA, M.S.; GOMES, F.S.; TALORA, D.C.; CAZETTA, E. Translating plant community responses to habitat loss into Conservation practices: Forest cover matters. **Biological Conservation**, v. 209, p. 499-507, 2017.
- BENCHIMOL, M., PERES, C.A., 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, v. 103, p. 408-420, 2015.
- BONGERS, F.; POORTER, L.; HAWTHORNE, W.D.; SHEIL, D. The Intermediate Disturbance Hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, v. 12, n. 8, p. 798-805, 2009.
- BUDKE, J.C.; ALBERTI, M.S.; ZANARDI, C.; BARRATO, C.; ZANIN, E.M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1345-1349, 2010.
- BULFE, N.M.L.; GALVÃO, F.; FIGUEIREDO FILHO, A.; DONAGH, P.M. Efeitos da exploração convencional e de impacto reduzido em uma floresta estacional

semidecidual, na província de Misiones, Nordeste da Argentina. **Floresta**, v. 39, n. 2, p. 365- 379, 2009.

BURSLEM, D.F.R.P.; WHITMORE, T.C.; BROWN, G. Short-term effects of cyclone impact and long-term recovery of tropical rain forest on Kolombangara, Solomon Islands. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 1063-1078, 2010.

CAMPANELLO, P.I.; MONTTI, L.; MACDONAGH, P.; GOLDSTEIN, G. Reduced-Impact Logging and Post-Harvest Management in the Atlantic Forest of Argentina: Alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. In: GROSSBERG, S.P. (ed.) **Forest Management**. Nova Science Publishers, New York, p. 39-59, 2009.

CARVALHO, W.A.C., OLIVEIRA-FILHO, A.T., FONTES, M.A.L., CURI, N. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.2, p. 315-335, 2007.

CASTELLA, P.R.; BRITEZ, R.M. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2004, 233p.

CAVALCANTI, I.F.A.; FERREIRA, M.; ASSUNÇÃO, F. DA S.D.; GERTRUDES, A.; SILVA, J. **Tempo e Clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, 182p.

CHAO, K.; PHILLIPS, O.L.; MONTEAGUDO, A.; TORRES-LEZAMA, A.; MARTINEZ, R.V. How do trees die? Mode of death in northern Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 2, p. 260-268, 2009.

CHAVE, J.; COOMES D.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, p. 351-366, 2009.

CHAZDON, R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.

CHAZDON, R.L.; LETCHER, S.G.; BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbance. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v. 362, p. 273-389, 2007.

COLWELL, R.K.; MAO, C.X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, p. 2717-2727, 2004.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONNELL, J.H.; LOWMAN, M.D. Low-Diversity Tropical Rain Forests: Some Possible Mechanisms for Their Existence. **The American Naturalist**, v. 134, n. 1, p. 88-119, 1989.

COSMO, N.L.; LIRA, P.K.; MORESCO, G.C.; SOFFIATTI, P.; SOUSA, T.R.; VASCONCELLOS, T.J.; LISI, C.S.; BOTOSSO, P.C. Dendroecologia da espécie *Ocotea porosa* (Imbuia), Lauraceae, em áreas de Floresta Ombrófila Mista na região de Faxinal do Céu, Paraná. In: **South American Dendrochronological Fieldweek**, 5. Colombo: Embrapa Florestas, 2009.

DALLA CORTE, A.P.; MIRANDA, D.L.C.; WEBER, K.S.; NUNES, E.L.S.; SANQUETA, C.R.; FERREIRA, R.C. Regeneração natural na Floresta Ombrófila Mista submetida a tratamentos de controle de taquara. **Revista Acadêmica**, v.5, n.2, p.177-188, 2007.

DALLA ROSA, A.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; GUIDINI, A.L.; SPIAZZI, F.R.; NEGRINI, M.; ANSOLIN, R.D.; BENTO, M.A.; GONÇALVES, D.A.; FERREIRA, T.S. Diversidade e guildas de regeneração de espécies arbóreas na borda de uma floresta nativa em contato com plantio de pinus. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 273-280, 2015.

DIRZO, R.; YOUNG, H.S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC N.J.B.; COLLEN, B. Defaunation in the anthropocene. **Science**, 345, p. 401-406, 2014.

DRAY, S.; DUFOUR, A.B.; CHESSEL D. The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. **R News**, v. 7, p. 47-52, 2007.

DUARTE, L.D.S.; BERGAMIN, R.S.; MARCILIO-SILVA, V.; SEGER, G.D.D.S.; MARQUES, M.C.M. Phylobetadiversity among Forest Types in the Brazilian Atlantic Forest Complex. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. 1-10, 2014.
Ecology, v. 103, p. 408-420, 2015.

EMANUEL, K. Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. **Nature**, v. 436, p. 686-688, 2005.

EVERHAM, E.M.; BROKAW N.V.L. Forest damage and recovery from catastrophic wind. **Botanical Review**, v. 62, p. 113-185, 1996.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 48, p. 1-45, 2017.

FLYNN, D.F.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHES, B.T.; LIN, B.B.; SIMPSON, N.; MAYFIEL, M.M.; DECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, 2009.

FONTOURA, S.B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across edge between *Araucaria* Forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 1, p. 79-91, 2006.

FOSTER, D.R. Species and stand response to catastrophic wind in central New England, U.S.A. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 135-151, 1988.

FOSTER, D.R.; BOOSE, E.R. Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA. **Journal of Ecology**, v. 80, p. 79-98, 1992.

FOSTER, D.R.; KNIGHT, D.H.; FRANKLIN, J.F. Landscape Patterns and Legacies Resulting from Large, Infrequent Forest Disturbances. **Ecosystems**, v. 1, p. 497-510, 1998.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**. SAGE Publications, Thousand, 2011.

FRANCO, A.M.S. **Estrutura, diversidade e aspectos ecológicos do componente arbustivo e arbórea em uma floresta estacional, Parque Estadual do Turvo, sul do Brasil**. Tese. (Doutorado em Botânica). Porto Alegre, UFRGS, 2008.

FRANGI, J.L.; LUGO A.E. Hurricane damage to a flood-plain forest in the Luquillo mountains of Puerto-Rico. **Biotropica**, v. 23, p.324-335, 1991.

FRANKLIN, J.; DRAKE, D.R.; MCCONKEY, K.R.; TONGA, F.; SMITH, L.M. The effects of cyclone Waka on the structure of lowland tropical rain forest in Vava'u, Tonga. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, p. 4, 409-420, 2004.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GASPER, A.L.; SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; SOBRAL, M.; UHLMANN, A.; LINGNER, D.V.; RIGON-JUNIOR, M.J.; VERDI, M.; STIVEL-SANTOS, A.; DREVECK, S.; KORTE, A. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: espécies da Floresta Ombrófila Mista. **Rodriguésia**, v. 64, n. 2, p. 201-210, 2013.

GEORGE, L.O.; BAZZAZ, F.A. The fern understory as an ecological filter: growth and survival of canopy tree seedlings. **Ecology**, v. 80, n. 3, p. 846-856, 1999.

GOLDENBERG, S.B.; LANDSEA, C.W.; MESTAS-NUNEZ, A.M.; GRAY, W.M. The recent increase in Atlantic hurricane activity: causes and implications. **Science**, v. 293, p. 474-479, 2001.

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v.4, p. 379-391, 2001.

GRIFFITH, M.P.; NOBLICK, L.R.; DOWE, J.L.; HUSBY, C.E.; CALONJE, M.A. 2008. Cyclone tolerance in New World Arecaceae: biogeographic variation and abiotic natural selection. **Annals of Botany**, v. 102, n. 4, p. 591-598, 2008.

GROENEVELD, J.; ALVESC, L.F.; BERNACCI, L.C.; CATHARINO, E.L.M.; KNOGGE, C.; METZGER, J.P.; PÜTZ, S.; HUTH, A. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 2450-2459, 2009.

GROSS, A.; SILVA, A.C.; CRUZ, A.P.; KILCA, R.V.; NUNES, A.S.; DUARTE, E.; VEFAGO, M.B.; SANTOS, G.N.; LIMA, C.L.; SALAMI, B.; HIGUCHI, P. Fragmentation as a key driver of tree community dynamics in mixed subtropical evergreen forests in Southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, V. 411, P. 20-26, 2018.

GUILHERME, F.A.G.; MORELLATO, L.P.C.; ASSIS, M.A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 725-737, 2004.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; EUSKIRCHEN E.S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S.; ESSEEN, P. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, p. 768-782, 2005.

HENRIQUES, R.P.B.; HAY, J.D. Patterns and dynamics of plant populations. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (eds.). **Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, p.140-158, 2002.

HENTZ, A.; DALLA CORTE, A.P.; BETINA, D.; SANQUETTA, C.R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do Rio Iguaçu - PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 21, p. 2842-2858, 2015.

HIBBS, D.E. 1983. Forty Years of Forest Succession in Central New England. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1394-1401, 1983.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; AGUIAR, M.D.; MAFRA, A.L.; ZECH, D.F. Partição espacial de espécies arbóreas em função da drenagem do solo em um fragmento de Floresta com Araucária no sul do Brasil. **Ciência Florestal**., v. 24, n. 2, p. 421-429, 2014.

HILL, J.L.; CURRAN, P.J. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 1391-1403, 2003.

HILL. M.; SMITH, A.J.E. Principal component analysis of taxonomic data with multistate discrete characters. **Taxon**, v. 25, p. 249–255, 1976.

HOLL, K. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S.; EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHIMD, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, V.; WARDLE, D.A Effects Of Biodiversity On Ecosystem Functioning: A Consensus Of Current Knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, pp. 3-35, 2005.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais (Manuais Técnicos em Geociências, n.1), 2012. 275p.

IPCC. Climate change 2013: the physical science basis. In: Stocker, T. F. et al. (Ed.). **Contribution of working group 1 to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. Disponível em: <<https://goo.gl/jZrVAj>>. Acesso em: 10 jun. 2017.

JAEGER, B. **r2glmm: Computes R Squared for Mixed (Multilevel) Models**. R Package Version 0.1.2. Available online: <https://github.com/bcjaeger/r2glmm>.

JORGE, M.L.S.P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49-57, 2013.

KERSTEN, R.A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P.V.; FELFILI, J.M.; MELO, M.M.R.; ANDRADE, L.A.; MEIRA-NETO, J.A.A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos, V2**. Editora UFV, Viçosa, p. 156-182, 2015.

KHARIN, V.V.; ZWIERS, F.W.; ZHANG, X.; WEHNER, M. Changes in temperature and precipitation extremes in the CMIP5 ensemble. **Climatic Change**, v. 119, p. 345-357, 2013.

KLEIN, R.M. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. In: REITZ, R. (ed.). **Flora ilustrada catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, p. 1-24p, 1978.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, p. 17-51, 1960.

KLEINMAN, J.; FORD, S.A.; HART, J.L. Catastrophic wind and salvage harvesting effects on woodland plants. **Forest Ecology and Management**, v. 403, p. 112-125, 2017.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; HOUTAN, K. S. V.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, p. 56-67, 2011.

LAURANCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L.; LOVEJOY, T.E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836, 2000.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.G.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p. 460-464, 1998.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIRHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

LEGENDRE P, LEGENDRE L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier; 2012, 853p.
LEINSTER, T.; COBBOLD, C.A. Measuring diversity: the importance of species similarity. **Ecology**, v. 93, p. 477-489, 2012.

LIEBSCH, D.; MAÇANEIRO, J.P.; MARCON, A.K.; GALVÃO, F. Influência de impactos antrópicos em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 87, p. 277-287, 2016.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features in the secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

LIEBSCH, D.; REGINATO, M. Florescimento e frutificação de *Merostachys skvortzovii* Sendulsky (taquara-lixia) no estado do Paraná. **Iheringia-Série botânica**, v. 64, p. 53-56, 2009.

LIMA, E.G.; LOREDO-SOUZA, A.M. Análise da ocorrência de downbursts no Brasil. **Ciência e Natura**, v. 37, p. 32-38, 2015.

LINDENMAYER, D.B.; NOSS, R.F. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v. 20, p. 949-58, 2006.

LOBÃO, M.S.; LÚCIA, R.M.D.; MOREIRA, M.S.S.; GOMES, A. Caracterização das propriedades físicos-mecânicas da madeira de eucalipto com diferentes densidades. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 889-894, 2004

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

LOPES, A.V.; GIRAIO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, 1154–1165, 2009.

LUGO, A.E. Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. **Austral Ecology**, v. 33, p. 368-398, 2008.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado Paraná**, 2ª.Ed., Rio de Janeiro, J. Olympio, 1981, 450p.

MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475-485, 2014.

MAGURRAN, A.E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing, 2004, 215p.

MÄHLER JUNIOR, J.K.F.; LAROCA, J.F. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da floresta com araucária. In: FONSECA, C.R.; SOUZA, A.F.; LEAL-ZANCHET, A.M.; DUTRA, T.; BACKES, A.; GANADE, G. **Floresta com Araucária – Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Holos, Ribeirão Preto, p. 243-252, 2009.

MALCHOW, E.; KOEHLER, A.B.; PÉLLICO NETTO, S. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande - PR. **Revista Acadêmica**, v. 4, n. 2, p. 85-94, 2006.

MARCELINO, I.P.V.O.; HERRMANN, M.L.P.; FERREIRA, N.J. The Occurrence of Tornadoes in Santa Catarina State, Brazil. **Boletim da Sociedade Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n.1, 2009.

MARQUES, M. C.M.; BURSLEM, D. F.R.P.; BRITEZ, R.M.; SILVA, S.M. Dynamics and diversity of flooded and unflooded forests in a Brazilian Atlantic rain forest: a 16-year study. **Plant Ecology & Diversity**, v. 2, p. 57-64, 2009.

MARRA, D.M.; CHAMBERS, J.Q.; HIGUCHI, N.; TRUMBORE, S.E.; RIBEIRO, G.H.P.M.; SANTOS, L.; NEGRÓN-JUÁREZ, R.I.; REU, B.; WIRTH, C. Large-Scale Wind Disturbances Promote Tree Diversity in a Central Amazon Forest. **PlosOne**, v. 9, n. 8, e103711, 2014.

MATOS, D.M.S.; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, p. 27-30, 2009.

MCCUNE, B.; GRACE, J.B. **Analysis of ecological communities**. MjM: Gleneden Beach, 2002, 300p.

MCKINNEY, M.L.; LOCKWOOD, J.L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, p. 450-453, 1999.

MELO, A.S. 2008. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MELO, L. C. Simulação da distribuição de espécies da Floresta Ombrófila Mista em função de possíveis cenários climáticos. 214 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

MONTTI, L.; CAMPANELLO, P.I.; GOLDSTEIN, G. Flowering, die-back and recovery of a semelparous woody bamboo in the Atlantic Forest. **Acta Oecologica**, v. 37, p. 361-368, 2011.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, p. 786-792, 2000.

MULLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Willey and Sons, 547p. 1974.

MYERS, N.; MITTERMER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000

NEPSTAD, D. C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; LIMA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, p. 505-508, 1999.

NORDEN, N.; ANGARITA, H.A.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; CERDA, I.G.; BREUGEL, M.V.; TREJOS, E.L.; MEAVE, J.A.; VANDERMEER, J.; WILLIAMSON, G.B.; FINEGAN, B.; MESQUITA, R.; CHAZDON, R.L. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **PNAS**, v. 112, n. 26, p. 8013-8018, 2015.

OLIVEIRA, J.T.S; FILHO, M.T.; FIEDLER, N.C. Avaliação da retratibilidade da madeira de sete espécies de Eucalyptus; **Revista Árvore**, v. 34, n.5, p.929-936, 2010.

OLIVEIRA, M.A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyperfragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910-1917, 2008.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? **Rodriguésia**, v. 60, n. 2, p. 237-258, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.; CURI, N.; FONTES, M.A.L. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary Forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 685-701, 1994.

OLIVEIRO, R.C. **Estado do Paraná**. Empreza Editora Brasil, São Paulo, 1924/25.

ORIHUELA, R.L.L.; PERES, C.A.; MENDES, G.; JARENKOW, J.A.; TABERELLI, M. Markedly divergent tree assemblage responses to tropical forest loss and fragmentation across a strong seasonality gradient. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, e0136018, 2015.

OSTERTAG, R.; SILVER, W.L.; LUGO, A.E. Factors affecting mortality and resistance to damage following hurricanes in a rehabilitated subtropical moist forest. **Biotropica**, v. 37, p.16-24, 2005.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178-1190, 2009.

PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K. Short-term response of secondary forests to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 199, p. 379-393, 2004.

PHILLIPS, S.J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R.E. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: **Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning**. ACM Press, New York, p. 655–662, 2004.

PICKETT, S.T.A. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens, G.E. (ed). **Long-term studies in ecology: approaches and alternatives**. Springer-Verlag, New York, p. 110-135, 1989.

PIJL, L. VAN DER., **Principles of Dispersal in Higher Plants**, 2nd, Springer-Verlag, Berlim, 1972, 162p.

PSCHEIDT, F.; RECH, C.C.; MISSIO, F.F.; BENTO, M.A.; JUNIOR, F.B; ANSOLIN, R.D.; BONAZZA, M.; AGUIAR, M.D.; SILVA, A.C; HIGUCHI, P. Variações florístico-estruturais da comunidade arbórea associadas à distância da borda em um fragmento florestal no planalto sul-catarinense. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 421-430, 2015.

PUTZ, F.E.; COLEY, P.D.; LU, K.; MONTALVO, A.; AIELLO, A. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 13, n. 5, p. 1011-1020, 1983.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2017.

RANGEL, T.F.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography**, v. 33, p. 46-50, 2010.

REZENDE, V.L.; EISENLOHR, P.V.; VIBRANS, A.C.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Humidity, low temperature extremes, and space influence floristic variation across an insightful gradient in the Subtropical Atlantic Forest. **Plant Ecology**, v. 216, p. 759-774, 2015.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RICH, R.L.; FRELICH, L.E.; REICH, P.B. Wind-throw mortality in the southern boreal forest: effects of species, diameter and stand age. **Journal Ecology**, v. 95, p. 1261-1273, 2007.

ROCHA-SANTOS, L.; BENCHIMOL, M.; MAYFIELD, M.M.; FARIA, D.; PESSOA M.S.; TALORA, D.C.; MARIANO-NETO, E.; CAZETTA, E. Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. **PLoS ONE**, v. 12, n. 4, e0175545, 2017.

ROCHA-SANTOS, L.; PESSOA, M.S.; CASSANO, C.R.; TALORA, D.C.; ORIHUELA, R.L.L.; MARINHO-NETO, E.; MORANTE-FILHO, J.C.; FARIA, D.; CAZETTA, E. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. **Biological Conservation**, v. 196, p. 1-9, 2016.

ROITMAN, I.; VANLAYS, J.K.; HAY, J.D.; FELFILI, J.M. Dynamic equilibrium and decelerating growth of a seasonal Neotropical gallery forest in the Brazilian savana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, p. 193-200, 2016.

SALAMI, B.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; FERREIRA, T. S.; MARCON, A.K.; BUZZI, F.; BENTO, M.A. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 197-207, 2014.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; SALZMANN, A. M.; VULCANIS, L. Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sob influência de taquaras. **Revista Ambiente**, v. 3, n. 1, p. 65-78, 2007.

SANQUETTA, C.R.; THIELE, P.; DALLA CORTE, A.P. Crescimento, mortalidade e recrutamento de duas Florestas de Araucária no Estado do Paraná, Brasil, no período de 1995-2007. **Naturalia**, v. 33, p. 117-126, 2010.

SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249-260, 2008.

SANTOS, K. F.; FERREIRA, T.S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; VANDRESSEN, P.B.; COSTA, A.; SPADA, G.; SCHMITZ, V.; SOUZA, F. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de floresta ombrófila mista em Lages-SC. **Ciência Florestal**, v. 25, n.1, p. 107-117, 2015a.

SANTOS, R.; ELIAS, G.A.; MARTINS, H.B.; PADILHA, P.T.; SOUZA, J.C.; CITADINI-ZANETTE, V. O Furacão Catarina e a floresta ombrófila mista no Parque Nacional de Aparados da Serra, sul do Brasil. **Geosul**, v. 30, n. 60, p. 109-124, 2015b.

SANTOS, R.; LANDIM, I.A.M.; DALLA CORTE, A.P.; SANQUETTA, C.R. Dinâmica e fragmentação florestal na sub-bacia do médio Iguaçu (PR) no período de 2000 a 2015. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 2, n. 2, p. 76-85, 2017.

SANTOS, S. C.; BUDKE, J.C.; MULLER, A. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. **Acta Botânica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 218-229, 2012.

SCALLEY, T.H.; SCATENA, F.N.; LUGO, A.E.; MOYA, S.; ESTRADA, C.R. Changes in structure, composition, and nutrients during 15 years of hurricane-induced succession in a subtropical wet forest in Puerto Rico. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 455-463, 2010.

SCATENA, F.N.; LUGO, A.E. Geomorphology, disturbance, and the soil and vegetation of two subtropical wet steepland watersheds of Puerto Rico. **Geomorphology**, v. 13, p. 199-213, 1995.

SCHAADT, S.S.; VIBRANS, A.C. O Uso da Terra no Entorno de Fragmentos Florestais Influencia a sua Composição e Estrutura. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 437-445, 2015.

SCHAAF, L.B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; SANQUETTA, C.R.; GALVÃO, F. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná. **Floresta**, v. 35, n. 2, p. 271-290, 2005.

SENDULSKY, T. 2001. Gênero *Merostachys*. In: WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M. (coords.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, V1**. Hucitec, São Paulo, p. 39-42, 2001.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; GASPER, A.L. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol III, Floresta Ombrófila Mista**. Edifurb, Blumenau, p.275-278, 2013.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 6, p. 675-800, 2000.

SHIELS, A.B.; ZIMMERMAN, J.K.; GARCIA-MONTIEL, D.C.; JONKHEERE, I.; HOLM, J.; HORTON, D.; BROKAW, N. Plant responses to simulated hurricane impacts in a subtropical wet forest, Puerto Rico. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 659–673, 2010.

SILVA, J.M.C.; CASTELETTI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. CABS & Island Press, Washington, p. 43-59. 2003.

SMART, S. M.; THOMPSON, K.; MARRS, R. H.; DUC, M. G. L.; MASKELL, L. C.; FIRBANK, L. G. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. **Proceedings of The Royal Society**, v. 273, p. 2659-2665, 2006.

SMITH, L.B.; WASSHAUSEN, D.C.; KLEIN, R.M. Gramíneas. In: REITZ, R. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, 1981.

SOUZA, A.F.; CORTEZ, L.S.R.; LONGHI, S.J. Native forest management in subtropical South America: long-term effects of logging and multiple-use on forest structure and diversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 8, p. 1953-1969, 2012.

SOUZA, A.F.; FORGIARINI, C.; LONGHI, S.J.; BRENA, D.A. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, p. 221-232, 2008.

SUMMERFIELD, M.A. **Global Geomorphology**. John Wiley & Sons, New York, 1991, 537p.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; GIRAÓ, L.C.; PERES, C.A.; LOPES, A.V. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, p. 1654-1663, 2010.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects drive Tropical Forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v. 40, p. 657-661, 2008.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v.106, n.2, p.165-176, 2002.

TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136-140, 2012.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-572, 1993.

TOLEDO, J.J.; MAGNUSSON, W.E.; CASTILHO, C.V. Competition, exogenous disturbances and senescence shape tree size distribution in tropical forest: evidence from tree mode of death in Central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 4, p. 651-663, 2012.

TÓTHMÉRÉSZ, B. Comparison of different methods for diversity ordering. **Journal of Vegetable Science**, v. 6, p. 283-290, 1995.

TURNER, M.G.; BAKER, W.L.; PETERSON, C.J.; PEET, R.K. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. **Ecosystems**, v. 1, n. 6, p. 511-523, 1998.

TURNER, M.G.; DALE, V.H.; EVERHAM, E.H. Fires, hurricanes, and volcanoes: comparing large disturbances. **Bioscience**, v. 47, n. 11, p. 758-768, 1997.

URIARTE, M.; SCHWARTZ, N.B.; POWERS, J.S.; MARIN-SPIOTTA, E.; LIAO, W.; WERDEN, L. Impacts of climate variability on tree demography in tropical second-growth forests: The importance of regional context for predicting successional trajectories. **Biotropica**, v. 48, p. 780-797, 2016.

VALINGER, E.; FRIDMAN, J. Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 398-403, 2011.

VAN BLOEM, S. J., A. E. LUGO, AND P. G. MURPHY. Structural response of Caribbean dry forests to hurricane winds: A case study from Guanica Forest, Puerto Rico. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 517-523, 2006.

VANDECAR, K.L.; LAWRENCE, D.; RICHARDS, D.; SCHNEIDER, L.; ROGAN, J.; SCHMOOK, B.; WILBUR, H. High Mortality for Rare Species Following Hurricane Disturbance in the Southern Yucatán. **Biotropica**, v. 43, n. 6, p. 676-684, 2011.

VANDERMEER, J.; CERDA, I.G.; BOUCHER, D.; PERFECTO, I.; RUIZ, J. Hurricane Disturbance and Tropical Tree Species Diversity. **Science**, v. 290, n.5492, p. 788-791, 2000.

VIBRANS, A.C.; MCROBERTS, R.E.; LINGNER, D.V.; NICOLETTI, A.L.; MOSER P. Extensão original e atual da cobertura florestas de Santa Catarina. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol III, Floresta Ombrófila Mista**. Edifurb, Blumenau, p. 25-31, 2012.

VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.; SCHORN, L.A.; SOBRAL, M.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V.; BROGNI, E.; KLEMZ, G.; GODOY, M.B.; VERDI, M. Structure of Mixed Ombrophylous Forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 59, p. 1371-1387, 2011.

WALKER, L.R.; VOLTZOW, J.; ACKERMAN, J.D.; FERNANDEZ, D.S.; FETCHER, N. Immediate impact of Hurricane Hugo on a Puerto Rican rain forest. **Ecology**, v. 73, p. 691-694, 1992.

WEBB, E.; BULT, M.V.; FA'AUMU, S.; WEBB, R.C.; TUALAULELEI, A.; CARRASO, L.R. Factors Affecting Tropical Tree Damage and Survival after Catastrophic Wind Disturbance. **Biotropica**, v. 46, n. 1, p. 32-41, 2014.

WEBB, E.; BULT, M.V.; FA'AUMU, S.; WEBB, R.C.; TUALAULELEI, A.; CARRASO, L.R. Factors Affecting Tropical Tree Damage and Survival after Catastrophic Wind Disturbance. **Biotropica**, v. 46, n. 1, p. 32-41, 2014.

WEBB, S.L. Contrasting windstorm consequences in two forests, Itasca State Park, Minnesota. **Ecology**, v. 70, p. 1167-1180, 1989.

WEBSTER, P.G.; HOLLAND, G.J.; CURRY, J.A.; CHANG, H.R. Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. **Science** v. 309, n. 5742, p. 1844-1846, 2005.

WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 337-346, 2014.

WHIGHAM, D. F.; OLMSTED, I.; CANO, E.C.; HARMON, M.E. The impact of hurricane Gilbert on trees, litterfall, and woody debris in a tropical forest in the northeastern Yucatan Peninsula. **Biotropica**, v. 23, p. 434-441, 1991.

WHITMORE, T.C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management: In: Gómez-Pompa, A.; Whitmore, T.C. Hadley, M. (eds.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. Blackwell, New York, p. 67-89, 1991.

XI, W. Synergistic effects of tropical cyclones on forest ecosystems: a global synthesis. **Journal of Forestry Research**, v. 26, n. 1, p. 1-21, 2015.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis, 5 ed.** New Jersey: Upper Saddle River, 2010, 944p.

ZIMMERMAN, J.K.; AIDE, T.; ROSARIO, M.; SERRANO, M.; HERRERA L. Effects of land management and a recent hurricane on forest structure and composition in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 77, p. 65-76, 1995